

NIVA



RAPPORT LNR 4497-2002

## Samordnet vannkvalitets- overvåking i Glomma

Resultater og kommentarer fra  
perioden 1996-2000



*Oppsynsmann Gunnar Andersen i sin båt på prøvetaking i Øyeren.  
Foto: Ingar Næss*

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma Resultater og kommentarer fra perioden 1996 - 2000	Løpenr. (for bestilling) 4497-2002	Dato Juli 2002
	Prosjektnr. Undernr. O-99071	Sider Pris 128
Forfatter(e) Gösta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann Miljøgifter ferskvann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hedmark, Akershus og Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen	Oppdragsreferanse Leif Nilsen
--	----------------------------------

Sammendrag: I 1996 – 2000 har det blitt tatt vannprøver fra følgende elvestasjoner i Glomma: Høyegga, Funnefoss, Svanfoss, Solbergfoss og Sarpsfossen. Videre er det tatt prøver i Øyeren. Prøvene er analysert for næringsalter (fosfor og nitrogen), fargetall, organisk karbon (TOC) og suspendert stoff. I Øyeren tilkom analyse av klorofyll og planteplankton. Resultatene viste at det var små forandringer i undersøkelsesperioden unntatt høsten 2000 da det var ekstremt stor høstflom. Vannkvaliteten i selve Glomma styres i stor grad av vannføringen. I flomperioder er det stor humus- og partikkeltransport, noe som bidrar til økt fosforkonsentrasjon, høyere fargetall og økt konsentrasjon av suspendert stoff. Økt vannføring medfører også til økt transport av nitrogen og organisk karbon. Avrenning fra skog- og myrområder samt erosjonsprodukter og lekkasje av nitrogen fra dyrket mark er viktige kilder når det gjelder tilførsel av næringsalter, humus og partikler til Glomma og Øyeren. Mengden av planteplankton i Øyeren har blitt sterkt redusert etter 1988, og Øyeren hadde i perioden 1999-2000 akseptabel til nær akseptabel algemengde og algesammensetting. Dette som en følge av redusert fosfortilførsel til Øyeren samt redusert transport av planteplankton fra Mjøsa i den samme periode. Vannkvaliteten i Glommavassdraget har blitt betraktelig forbedret, og i dag synes vassdraget å være lite eller moderat påvirket av forurensninger. Gruveforurensningene i øvre del av vassdraget utgjør likevel et betydelig problem. Enkelte sidevassdrag er påvirket av forurensning og til tider er det stor arealavrenning fra dyrket mark, som bl.a. fører til stor nitrogentransport til ytre Oslofjorden og Nordsjøen. Det er derfor all grunn til å fortsette innsatsen for å bedre forurensningssituasjonen i Glommavassdraget.

Fire norske emneord 1. Glomma 2. Overvåking 3. Vannkjemi 4. Planteplankton	Fire engelske emneord 1. The Glomma river 2. Monitoring 3. Water chemistry 4. Phytoplankton
--	---

*Gösta Kjellberg*  
Prosjektleder

*Anne Lyche Solheim*  
Forskningsleder

*Nils Roar Sælthun*  
Forskningssjef

ISBN 82-577-4147-7

**O- 99071**

**Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma**

**Resultater og kommentarer fra perioden 1996 – 2000**

Prosjektleder: Gösta Kjellberg  
Medarbeidere: Jarl Eivind Løvik  
Mette-Gun Nordheim  
*Eivind Solvang*  
*Odd Arne Blystad*  
*Terje Martinsen*  
*Gunnar Andersen*  
*Herman Wilskow*

## Forord

Denne rapporten presenterer resultatene fra prosjekt "Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma" fra perioden 1996 - 2000. Prosjektet er et samarbeidsprosjekt mellom SFT og fylkesmennenes miljøvern avdelinger i Østfold, Oslo og Akershus, Hedmark og Sør-Trøndelag. Prosjektet startet i 1996 og har frem til 2000 vært styrt og finansiert av SFT. Dag S. Rosland har vært kontaktperson og saksbehandler hos SFT i perioden 1996 - 1998. I 1999 og i 2000 er det Karen Fjøsne som har vært kontaktperson i SFT.

F.o.m. 2001 er det Fylkesmannen i Oslo og Akershus som styrer prosjektet. I følge inngått kontrakt mellom Fylkesmannen i Oslo/Akershus og Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) datert 13. august 2001 skal det utarbeides en samlet rapport over overvåkingsresultatene for perioden 1996 - 2000. For tiden er det Leif Nilsen som er prosjektleder og kontaktperson hos Fylkesmannen i Oslo/Akershus og Gösta Kjellberg som er kontaktperson og prosjektansvarlig i NIVA. Videre er Thor Anders Nordhagen kontaktperson hos Fylkesmannen i Hedmark, Per Arild Simonsen er kontaktperson hos Fylkesmannen i Østfold og Anne-Lise Sørensen har vært kontaktperson hos Fylkesmannen i Sør-Trøndelag.

Prøvetakingen ved Høyegga dam har i perioden 1996 - 2000 blitt utført av Eivind Solvang, ved Funnefoss av Odd Arne Blystad, i Øyeren av Gunnar Andersen i samarbeide med ANØ Miljøkompetanse og ved Solbergfoss og Sarpsfossen av Herman Wilskow. Prøvene fra Svanfossen er tatt av personale ved ANØ Miljøkompetanse.

Alle kjemianalyser fra elvestasjonene har blitt utført av LabbNett as. Dette laboratoriet har i perioden skiftet navn fra Hias Vannlaboratoriet (1996 - 1997) til ØST-LAB as i 1998 og f.o.m. 1999 LabbNett as. De kjemiske analysene fra Øyeren er utført av ANØ Miljøkompetanse og planteplanktonprøvene har blitt analysert av Pål Brettum ved NIVAs hovedkontor i Oslo.

Informasjon om administrative forhold og bidrag til kap. 1.2 Tidligere undersøkelser i Glomma inkl. Vorma og Øyeren, kap. 1.3 Menneskeskapte inngrep og belastninger i Glommavassdraget samt kap. 1.4 Tiltak som blitt utført i Glommavassdraget i perioden 1996-2000 eller like før som kan ha påvirket forurensningstilførselen har blitt gitt av Steinar Østli ved Fylkesmannen i Hedmark, L. Nilsen ved Fylkesmannen i Oslo og Akershus, P. A. Simonsen ved Fylkesmannen i Østfold og Torodd Hauger ved Fylkeskommunen i Østfold. Videre har personalen ved Laboratoriet for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) i Oslo, Bjørn Rosseland ved ANØ Miljøkompetanse, Knut Bjørndalen ved Akershus Fylkeskommune og Dag Berge ved NIVA bidratt med data fra Øyeren og nedre del av Glomma.

Prosjektansvarlig vil takke alle for et godt samarbeid

Ottestad juli 2002

*Gösta Kjellberg*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>13</b>
1.1 Bakgrunn og administrative forhold	13
1.2 Tidligere undersøkelser i Glomma inkl. Vormå og Øyeren	14
1.3 Menneskeskapte inngrep og belastninger i Glommavassdraget	14
1.4 Tiltak som blitt utført i Glommavassdraget i perioden 1996 – 2000 eller like før som kan ha påvirket forurensningstilførselen	14
1.5 Målsetning	15
1.5.1 Hensikten med program ”Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma”	15
1.5.2 Hensikten med rapporten for perioden 1996 – 2000	15
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>17</b>
<b>3. Resultater og vurderinger</b>	<b>19</b>
3.1 Elvestasjoner	19
3.1.1 Fosfor	19
3.1.2 Nitrogen	22
3.1.3 Total organisk karbon	26
3.1.4 Suspendert stoff	28
3.1.5 Fargetall	30
3.1.6 Kobber og sink	32
3.2 Øyeren	36
3.2.1 Fosfor	36
3.2.2 Nitrogen	37
3.2.3 Total organisk karbon	39
3.2.4 Suspendert stoff	39
3.2.5 Fargetall	40
3.2.6 Klorofyll	42
3.2.7 Planteplankton	43
<b>4. Konklusjon og tilrådinger</b>	<b>55</b>
4.1 Konklusjon	55
4.2 Tilrådinger	55

---

<b>5. Referanser</b>	<b>60</b>
<b>6. Vedlegg</b>	<b>72</b>
<b>Vedlegg A.</b>	<b>73</b>
<b>Vedlegg B.</b>	<b>75</b>
<b>Vedlegg C.</b>	<b>83</b>
<b>Vedlegg D.</b>	<b>84</b>
<b>Vedlegg E.</b>	<b>110</b>

## Sammendrag

Vannkvaliteten i Glommavassdraget har fra slutten av 1980-åra blitt betraktelig forbedret, og for tiden synes vassdraget å være lite eller moderat påvirket av overgjødning (eutrofiering) og lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering). Lange elvestrekninger og de fleste innsjøer som ligger i vassdraget har for tiden god økologisk status i nær samsvar med forventet naturtilstand. Gruveforurensningene i Folla og øvre Glåma utgjør likevel et betydelig problem med bl.a. tap av fiskeproduksjon. Lokalt i vassdraget kan det også være uønsket stor fersk fekal forurensning. Enkelte sidevassdrag, særlig sør i Hedmark, er fortsatt påvirket av forsuring og til tider er det stor arealavrenning fra dyrket mark som bl.a. fører til stor transport av nitrogen til ytre Oslofjorden og Nordsjøen. Reguleringsinngrep har også påvirket vannkvaliteten og skapt problemer for fisken. Det er derfor all grunn til å fortsette innsatsen for å opprettholde eller bedre den økologiske status i Glommavassdraget.

Prosjekt "Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma" startet i 1996 og ble da en del av SFTs Program for langtidsovervåking av prioriterte elver og innsjøer. Glomma-prosjektet som er et samarbeidsprosjekt mellom SFT og fylkesmannens miljøvern- og vannforvaltningsavdelinger i Sør-Trøndelag, Hedmark, Oslo/Akershus og Østfold omfatter selve Glomma inklusive Vorma og Øyeren samt finansiering av hovedstasjonen (st. Skreia) i Mjøsa. Prosjektet har også til stor del finansiert årsrapportene for "Mjøsuundersøkelsen". Her presenterer vi resultatene fra selve Glomma inklusive Vorma og Øyeren fra tidsperioden 1996 - 2000. Resultatene fra hovedstasjonen i Mjøsa har fortløpende blitt rapportert i årsrapportene fra prosjekt "Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver".

I Glomma har vi kontinuerlig (29 ggr/år) tatt ut vannprøver fra følgende 5 prøvetakingsstasjoner: Høyegga, Svanfoss (i Vorma), Funnefoss, Solbergfoss og Sarpsfossen. Plasseringen av de ulike stasjoner er vist i figur 1.

I Øyeren har vi i vekstsesongen tatt ut vannprøver 10 til 12 ganger for analyse av vannkjemi samt analyse av planteplanktonets artssammensetting og mengde.

### **Resultatene fra overvåkingen i selve Glomma inklusive Vorma kan sammenstilles som følger:**

#### **Fosfor.**

Ved de 5 elvestasjonene varierte fosforkonsentrasjoner i området 1,9 - 180,1 µg P/l. De laveste konsentrasjonene ble målt i tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma og Vorma. I disse perioder ble det som regel registrert konsentrasjoner i området 4 - 13 µg P/l. Sannsynligvis ligger konsentrasjonene som ble registrert ved lav vannføring nær forventet naturtilstand. Lavest konsentrasjon fant vi i Vorma samt til tider i øvre Glåma (st. Høyegga), mens de høyeste nivåene ble registrert ved Sarpsfossen.

Årsmiddel for de ulike år og stasjoner har ligget i området 6,1-35,4 µg P/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse "God" til "Dårlig" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann". Lavest middelkonsentrasjon var det i Vorma med verdier som tilsvarte tilstandsklasse "Meget God" til "God". Ved Høyegga og Solbergfoss var det en reduksjon av konsentrasjonen fra 1996 til 1999, men ved de andre stasjonene var det ingen klar utvikling.

Jevnfører vi resultatene fra 1996-2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser som ble foretatt under 1970 og -80 tallet så har det skjedd en påtagelig reduksjon av fosforkonsentrasjonen ved prøvetakingsstasjonene. Unntaket er Funnefoss der konsentrasjonen ikke har vist noen klar utviklingstrend.

Det er ønskelig at fosforkonsentrasjonen både i vannfasen og i sedimentene i Glomma blir redusert til nær naturgitte forhold dvs til det vi kan betegne som bakgrunnsnivå.

### **Nitrogen.**

Ved de 5 stasjonene varierte konsentrasjonen av totalnitrogen i området 132 - 1991 µg tot.-N/l og konsentrasjonen av nitrat i området 8 - 1467 µg tot.-N/l. Høyest nitrogeninnhold var det i Vorma og i Sarpsfossen. De laveste konsentrasjonene ble målt i tørrværsperioder da det var lite lekkasje fra landbruksområder samt også lav vannføring i Glomma og Vorma. I disse perioder, da det sannsynligvis også var stort forbruk av nitrat grunnet planteproduksjon, fant vi i Glomma som regel konsentrasjoner av totalnitrogen i området 150 - 400 µg tot.-N/l og av nitrat i området 15 - 180 µg tot.-N/l. Dette er konsentrasjoner som til dels var høyere en forventet naturtilstand. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder og i nedbørrike perioder vår og høst.

Middelkonsentrasjonene for de ulike år og stasjoner har ligget området 210 - 622 µg tot.-N/l respektive 68 - 425 µg NO<sub>3</sub>-N/l. For totalnitrogen tilsvarte dette tilstandsklasse "Meget God" til "Dårlig" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann".

Jevnfører vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser som ble utført under 1970 og -80 tallet så har det ikke skjedd noen større forandringer i nitrogeninnhold i Vorma og Glomma som skulle vise eller indikere noen klar utviklingstrend.

Dagens til dels høye konsentrasjoner vil ikke medføre skadeeffekter i Glommavassdraget. Det er likevel viktig at nitrogenkonsentrasjonen mest mulig blir redusert med tanke på at Norge er forpliktet til å begrense transporten av nitrogenforbindelser til Nordsjøen (Nordsjøavtalen). Det er også ønskelig å begrense tilførselen av nitrogen til ytre Oslofjord.

### **Total organisk karbon (TOC).**

Ved de 5 stasjonene varierte konsentrasjonen av organisk karbon (TOC) i området 1,0 - 12,0 mg C/l. De laveste nivåene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma og Vorma. I disse perioder registrerte vi som regel konsentrasjoner i området 1,2-3,0 mg C/l. Sannsynligvis var denne konsentrasjonsnivå nær forventet naturtilstand. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort humus- og partikkelinnhold i Glomma og Vorma. Vorma og øvre Glåma (st. Høyegga) var minst påvirket av humusforbindelser. Størst innhold av humus var det ved Funnefoss.

Middelkonsentrasjonene for de ulike år og stasjoner har ligget i området 2,0 - 5,3 mg C/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse "Meget God" til "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann".

Jevnfører vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra 1990 - 1995 så viser datamaterialet ingen klar utviklingstrend. Det har således ikke skjedd noen store og markerte forandringer når det gjelder konsentrasjonen av organisk karbon i Vorma og Glomma i den senere tid. Før 1990 har det ikke blitt analysert for TOC.

### **Suspendert stoff.**

Ved de 5 stasjoner varierte konsentrasjonen av suspendert stoff i området 0,0 - 306 mg /l. De laveste konsentrasjonene ble målt i forbindelse med lengre perioder med tørt vær da det også var lav vannføring i Glomma og Vorma. Vi registrerte da som regel partikkelinnhold i området 0,2 - 2,5 mg /l. Sannsynligvis ligger dette konsentrasjonsnivå nær forventet naturtilstand ved lav vannføring. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder. Høyest konsentrasjon ble målt i vårflommen ved Høyegga og de laveste "flomkonsentrasjoner" ved Solbergfoss.



Middelkonsentrasjonene for de ulike år og stasjoner var i området 2,4 – 16,7 mg/l. Dette tilsvarte tilstandsklasse "God" til "Meget dårlig" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann".

Jevnfører vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser som ble utført under 1970 og -80 tallet så har det ikke skjedd noen større forandring når det gjelder partikkelinnholdet i Vorma og den nedre del av Glomma. I øvre del av vassdraget er det tidligere ikke foretatt analyse av suspendert stoff.

#### Vannfargen, målt som fargetall.

Ved de 5 stasjonene varierte fargetallet i området 6 - 103 mg Pt/l. Dvs. at hovedvassdraget langs enkelte strekninger forandrer seg fra å være lite påvirket av humus i perioder med lav vannføring til å bli sterkt påvirket av humusforbindelser i flomperioder. De laveste fargetall registrerte vi ved samtlige stasjoner i tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma og Vorma. Vi fant da som regel fargetall i området 7 - 15 mg Pt/l. Sannsynligvis ligger disse verdier nær forventet naturtilstand. De høyeste fargetallene registrerte vi i flomperioder da det var stort innhold av humusstoffer og partikler i Glomma og Vorma. Minst påvirket av humusforbindelser og lavest fargetall hadde Vorma (st. Svanfoss), samt til tider øvre Glåma (st. Høyegga).

Gjennomsnittlig fargetall for de ulike år og stasjoner varierte i området 10 - 47 mg Pt/l. Dette tilsvarte tilstandsklasse "Meget God" til "Dårlig" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann".

Jevnfører vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser som ble utført under 1970 og -80 tallet så har det ikke skjedd noen større forandringer når det gjelder fargetallet i Glomma og Vorma.

#### Kobber og sink.

I perioden 1996 - 2000 har vi registrert innhold av kobber og sink i vannprøver som blitt tatt ved Høyegga dam. Konsentrasjonen av kobber varierte i intervallet 2,5 – 35,5 µg/l og sinkkonsentrasjonen i intervallet 7,0-61,3 µg/l. Disse nivåer lå klart over forventet bakgrunnskonsentrasjon og viste at Glåma ved Høyegga var moderat til sterkt påvirket av kobber og lite til moderat påvirket av sink.

Nivåene av **kobber** tilsvarer tilstandsklasse "Markert forurenset" til "Meget sterkt forurenset" i henhold til SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. De høyeste kobberkonsentrasjonene registrerte vi i vårflommen. Større høstflommer bidro også til økt konsentrasjon. Kobberet som transporteres i Glåma/Glomma synes derfor i stor grad å være partikkelbundet.

Nivåene av **sink** tilsvarer tilstandsklasse "Moderat forurenset" til "Sterkt forurenset" ifølge SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. De høyeste konsentrasjoner registrerte vi som regel i forbindelse med høy vannføring og da særlig i vårflommen. Sink synes også å være partikkelbundet, men ikke i like stor grad som kobber. Sinken er derfor mer mobil og biotilgjengelig jevnført med kobber. Sink er likevel mindre giftig enn kobber.

Det er ønskelig at konsentrasjonsnivået for kobber og sink mest mulig blir redusert, da det for tiden foreligger biologiske skadeeffekter i deler av Folla og langs flere elvestrekninger i øvre Glåma.

**Resultatene fra overvåkingen i søndre del av Øyeren (st. Solbergåsen) i perioden 1996 – 2000 kan sammenstilles som følger:****Fosfor.**

I Øyerens søndre del varierte fosforkonsentrasjonene i vegetasjonsperioden i området 4 - 100 µg P/l. De laveste konsentrasjonene registrerte vi i lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma, Leira og Nitelva. Vi fant da som regel konsentrasjoner i området 5-10 µg P/l. Sannsynligvis ligger dette nivå nær forventet naturtilstand. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort partikkelinnhold i Øyeren. Ser vi bort fra ekstremåret 2000 så har fosforkonsentrasjonen variert i området 4 - 21 µg P/l og middelkonsentrasjonen i vekstperioden for de ulike år har ligget i området 9,5 - 14,1 µg P/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse "God" til "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann".

Jevnfører vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser fra 1960, 1970 og 1980 tallet har fosforkonsentrasjonen i søndre del av Øyeren hatt en synkende trend i perioden 1980-94 og har heretter økt noe i de siste årene.

**Nitrogen.**

I Øyerens søndre del varierte konsentrasjonen av totalnitrogen i vegetasjonsperioden i området 350 - 1140 µg tot.-N/l og konsentrasjonen av nitrat i området 130 - 670 µg tot.-N/l. De laveste konsentrasjonene målte vi i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det var lite lekkasje fra landbruksområder samt også lav vannføring i Glomma, Leira og Nitelva. I disse perioder, da det sannsynligvis også var stort forbruk av nitrat grunnet planteproduksjon, fant vi som regel konsentrasjoner av totalnitrogen i området 330 - 480 µg tot.-N/l og av nitrat i området 170 - 260 µg NO<sub>3</sub>-N/l. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder og i nedbørrike perioder vår og høst. De høyeste konsentrasjonen av nitrogen (1140 µg tot.-N/l og 670 µg NO<sub>3</sub>-N/l) ble registret i høstflommen 2000. Ser vi bort fra ekstremåret 2000 så har konsentrasjonen av totalnitrogen og nitrat variert i området 330 - 596 µg tot.-N/l respektive 173 - 350 µg NO<sub>3</sub>-N/l.

Middelkonsentrasjonen i vekstsesongen for de ulike år har ligget i området 410 - 487 µg tot.-N/l respektive 201 - 245 µg NO<sub>3</sub>-N/l. Konsentrasjonene av totalnitrogen tilsvarer tilstandsklasse "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann". I 2000 da det var ekstremt mye regn og stor høstflom ble de midlere konsentrasjonene beregnet til 501 µg tot.-N/l respektive 251 µg NO<sub>3</sub>-N/l.

Sammenligner vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser fra 1960, 1970 og 1980 tallet så har det ikke skjedd noen større forandringer, men N-konsentrasjonen er noe høyere i perioden etter 1980 en før dette. Dagens til dels høye konsentrasjoner i Øyeren vil dog ikke medføre direkte skadeeffekter i selve innsjøen eller i vassdraget nedstrøms. Muligens kan stor tilgang på nitrat påvirke artssammensettingen av planteplanktonet, men neppe i så stor grad at dette vil medføre noen direkte problemer.

**Organisk karbon (TOC).**

I Øyerens søndre del registrerte vi i sommerperioden konsentrasjoner av organisk karbon som varierte i området 2,1-6,6 mg C/l. De laveste nivåene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma, Leira og Nitelva. I disse perioder fant vi som regel konsentrasjoner i området 2,2-5,5 mg C/l. De høyeste TOC-konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort partikkelinnhold i Øyerens fri vannmasser. Sannsynligvis ligger det registrerte konsentrasjonsnivået nær forventet naturtilstand.

Middelkonsentrasjonen i vekstperioden for de ulike år har variert i området 3,5-4,0 mg C/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann". Innholdet av organisk karbon har generelt sett variert lite til tross for den varierte

vanntilførselen som Øyeren er utsatt for. Flommer medfører likevel til økt og stor transport av organisk stoff.

Sammenligner vi resultatene fra 1996-2000 med resultatene fra de undersøkelser som ble utført i 1990-1995 så har det ikke skjedd noen større forandringer i konsentrasjonen av organisk karbon i de siste 10 år.

#### **Suspendert stoff.**

I Øyerens søndre del varierte konsentrasjoner av suspendert stoff i vegetasjonsperioden i området 1,0-67,0 mg/l. De laveste konsentrasjonene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma, Leira og Nitelva. I disse perioder fant vi som regel nivåer i området 1,0-2,2 mg/l. Sannsynligvis ligger disse verdier nær de naturgitte konsentrasjoner. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort partikkelinnhold i Øyeren. Den høyeste konsentrasjonen (67,0 mg/l) ble registrert i høstflommen i 2000 da det i midten av oktober var nesten like stort partikkelinnhold i søndre del av Øyeren som i storflommen 1995. Ser vi bort fra ekstremåret 2000 så har partikkelkonsentrasjonen variert i området 1,0 – 7,6 mg/l og middelkonsentrasjonen i vekstperioden for de ulike år har variert i området 2,6 – 3,8 mg/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann". I 2000 ble middelkonsentrasjonen beregnet til 8,5 mg/l tilsvarende tilstandsklasse "Dårlig".

Sammenligner vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra undersøkelser som ble utført i perioden 1980-1995 så har det ikke skjedd noen større forandringer når det gjelder partikkelinnholdet i Øyerens frie vannmasser. Partikkelpåvirkningen viser således ingen klar utviklingstrend.

#### **Fargetall.**

I Øyerens søndre del varierte fargetallet i vegetasjonsperioden i området 8 - 49 mg Pt/l. Dvs. at de frie vannmasser i Øyeren varierte fra å være noe påvirket av humus til å være moderat påvirket av humus. I flomperioder kan Øyeren betegnes som markert påvirket av humusforbindelser. De laveste fargetall registrerte vi i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma, Leira og Nitelva. I disse perioder ble det som regel registrert fargetall i området 13 - 28 mg Pt/l. Sannsynligvis er dette fargetall som er i nært samsvar med forventet naturtilstand. De høyeste fargetallene registrerte vi i flomperioder da det var stort innhold av humus og partikler i Øyeren. Middel fargetall i vekstperioden for de ulike år har variert i området 20-27 mg Pt/l. Dette tilsvarer tilstandsklasse "Meget God" til "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann".

Sammenligner vi resultatene fra 1996-2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser fra 1960, 1970 og 1980 tallet så har det ikke skjedd noen større forandringer når det gjelder vannfarge og variasjon i fargetall i Øyerens frie vannmasser. Fargetallet viser således ingen klar utviklingstrend.

#### **Klorofyll.**

I Øyerens søndre del har konsentrasjonen av klorofyll-a i vegetasjonsperioden variert i området 0.1 - 5,9 µg/l, og maksimalverdiene i de ulike år har ligget i området 3,5 - 5,9 µg/l. Midlere konsentrasjon i de ulike år har variert i området 1,8 - 3,6 µg/l. Lavest middelkonsentrasjon (dvs. minst alger) var det i 1998, og høyest (mest alger) var det i 1996 og 1999. Generelt sett så har klorofyllkonsentrasjonen vært relativt lav, og i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) og middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer. I 1998 og til dels også i 2000 har klorofyllkonsentrasjonen (middelverdi og maksimalverdi) sannsynligvis vært nær forventet naturtilstand.

I følge SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann så tilsvarte registrerte årsmiddelverdier klasse II "God", og vannet i Øyeren var med hensyn til klorofyllinnholdet (dvs. planteplanktonbiomassen) stort sett godt egnet i forhold til foreliggende brukerinteresser.

Sammenligner vi resultatene fra 1996-2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser fra perioden 1980 - 1995 så har innholdet av klorofyll blitt redusert fra 1980 frem til 1993. Heretter synes konsentrasjonen å ha stabilisert seg. I begynnelsen på 1980-tallet hadde vi i Øyeren til tider klorofyllkonsentrasjoner som oversteg 10 µg/l.

### **Planteplankton.**

Planteplanktonet i Øyerens søndre del var i vegetasjonsperioden dominert av gullalger, svelgflagellater og til tider (høsten 1996 og 1999) også av storvokste stavformete kiselalger. Størst forekomst av kiselalger var det i perioder da det også var stor forekomst av disse i Mjøsa. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende i hele vegetasjonsperioden, mens det var liten forekomst av blågrønnalger og grønnalger.

Unntatt de perioder da det var stor forekomst av kiselalger var planteplanktonsamfunnet i hovedsak dominert av små rasktvoksende "monader" som er vanlig forekommende i næringsfattige innsjøer. I disse perioder indikerte algesamfunnet klart næringsfattige (oligotrofe) forhold. Mer næringsaltkrevende arter ble også registrert men disse forekom bare i små mengder.

De registrerte algebiomasser var generelt sett lave med verdier som vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer eller innsjøer som er noe overgjødset (svakt mesotrofe). De høyeste biomasser med verdier > 0,7 gram våtvekt /m<sup>3</sup> ble registrert i 1996 og 1999 i perioder da det var stor forekomst av kiselalger.

Sammenligner vi resultatene fra 1996 - 2000 med tidligere data som beskriver planteplanktonet fra perioden 1958 - 1995 så viser dette at mengden av planteplankton og forekomsten av mer næringsaltkrevende arter begynte å økte på 1960-tallet, og at det heretter har vært stor algeforekomst helt ut i 1980-åra. Videre har algemengden blitt sterkt redusert etter 1988, og Øyeren har i de senere år hatt akseptabel til nær akseptabel algemengde og algesammensetning. Dette som en følge av redusert fosfortilførsel til Øyeren samt redusert transport av planteplankton fra Mjøsa i den samme perioder.

## **Tilrådinger**

Viktige tiltak for å bedre tilstanden i Glommavassdraget er:

- Å redusere lekkasjene av særlig kobber, men også av sink, fra de nedlagte gravene og gruveområdene i Folla og øvre Glåma.
- Å redusere lekkasjen av nitrogen og begrense erosjon fra dyrket mark.
- Å videreføre overvåkingen og snarest tilpasse overvåkingsprogrammet til EU's "Vanndirektiv".
- Å videreføre, videreutvikle og oppdatere "Handlingsplan Glomma" og foreliggende Fylkesdelplaner som er tilknyttet "Vannbruksplan for Glomma" til dagens situasjon samt ikke minst å tilpasse handlingsplanen og delplanene til EU's "Vanndirektiv".

Videre er det viktig at det kontinuerlig foretas effektivt vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak av de tiltak som allerede er gjennomført i nedbørfeltet til Glommavassdraget for ytterligere å begrense forurensningstilførselene til hovedvassdraget samt til de tilrennende elver og bekker. Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot kloakkutslipp som lekkasjer og overløpsdrift fra kommunale avløpsanlegg, samt utsig fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, bedrifter og mindre tettsteder. Jordbruket må stadig opprettholde overvåkenhet mot utslipp og utsig fra gjødselkjellere, melkerom og siloanlegg. Videre er det viktig at en gjennomfører tiltak som kan redusere direkteutslipp (s.k. uhellutslipp) og arealavrenning. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning fra mindre elver og bekker enn at biologisk mangfold kan opprettholdes. Industrien må også foreta forbedringstiltak samt redusere faren for utslipp ved driftsuhell. Behov for kalking i de deler av Glommavassdraget, som blitt påvirket av sur nedbør, må fortløpende vurderes.

Vi har for tiden begrenset kunnskap om forekomsten av organiske mikroforurensninger og de hygienisk/bakteriologiske forhold i Glommavassdraget. Kunnskap om miljøgifter i fisk er viktig informasjon for Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) når det gjelder konsum og omsetting av fisk. Bedre registrering av de hygieniske forhold er viktig med tanke på vurdering av vannets egnethet for råvann til drikkevann, friluftsbad og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning. Det er derfor ønskelig med undersøkelser som raskt kan oppdatere og øke kunnskapen innenfor disse områder.

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn og administrative forhold

I "Handlingsplan Glomma", som ble ferdigstilt i mai 1992 (Helleberg 1992), ble det foreslått etablering av en samordnet overvåking av vannkvaliteten i Glommas hovedløp m/Vorma-Mjøsa. I Handlingsplanen ble det pekt på at den overvåkingen som da foregikk i de 4 berørte fylkene, ikke var tilstrekkelig samkjørt til at miljøvernmyndighetene kunne følge med den langsiktige utviklingen av vannkvaliteten i hele vassdraget på en tilfredsstillende måte. Videre står det i Hedmarks Fylkesplan "Vannbruksplan for Glomma" (1991) følgende når det gjelder overvåking av vannkvaliteten: *Det må være et nasjonalt ansvar at overvåkingen opprettholdes og helst intensiveres. Dette er nødvendig for å kunne iverksette tiltak mot uheldige utviklingstrekk og for å måle effekten av iverksatte tiltak.* Med bakgrunn i dette og at Statens forurensningstilsyn (SFT) så spørsmålet om en samordnet overvåking av Glomma i sammenheng med arbeidet for kommunale miljømål nedsatte SFT i mars 1995 en gruppe bestående av representanter fra de 4 Glommafylkene med mandat å utarbeide et opplegg for samordnet overvåking av Glomma. Medlemmer av gruppen har vært:

Overingeniør Erik Hauan, SFT (leder)

Vassdragsforvalter Torodd Hauger, fylkesmannen i Østfold

Vassdragsforvalter Leif Nilsen, fylkesmannen i Oslo og Akershus

Overingeniør Thor Anders Nordhagen, fylkesmannen i Hedmark

Prosjektleder Anne-Lise Sørensen, fylkesmannen i Sør-Trøndelag

Tiltaks koordinatør Torfinn Røhde, Direktoratet for Naturforvaltning (sekretær)

Gruppen la i brev av den 1. august 1995 frem sitt forslag til prosjekt "Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma". Det ble foreslått å bruke 6 stasjoner til denne langsiktige overvåkingen. Stasjonene var Høyegga (Hedmark), Mjøsa (Hedmark), Funnefoss (Akershus), Svanfoss (Akershus), Solbergfoss/Øyeren (Akershus/Østfold) og Sarpsfossen (Østfold) (for mer detaljert informasjon henvises til kap.2). Videre har gruppen foreslått at alle analyser skulle utføres ved ett og samme laboratorium, at Miljøverndepartementet ved SFT dekker alle utgifter til overvåking og rapportering, at prøvetakingsrutinene for "elveovervåkingsprogrammet" (PARCOM) i Sarpsfossen samordnes med "Glommaprogrammet" samt at tidshorizonten for overvåkingsprogrammet bør være minimum 30 år.

Prosjekt "Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma" startet i 1996 og var i perioden 1996 - 98 en del av SFTs "Program for langtidsovervåking av prioriterte elver og innsjøer". F.o.m. 1999 har Glomma-prosjektet blitt et eget overvåkingsprosjekt som har omfattet selve Glomma inklusive Vormå og Øyeren samt finansiering av hovedstasjonen (st. Skreia) i Mjøsa. Glomma-prosjektet har også for en stor del finansiert årsrapportene for "Mjøsundersøkelsen".

Årlig beløp fra SFT til prosjekt "Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver" har vært 350 000 kr. Overvåkingen av Mjøsa er f.o.m. 1996 et interkommunalt ansvarsområde, og det er kommunene rundt Mjøsa og langs Gudbrandsdalslågen, Fylkeskommunene i Oppland og Hedmark samt Glommen og Laagens Brukseierforening (GLB) som finansierer og administrerer undersøkelsene. F.o.m. 2001 er også Norske Potetindustrier B/A med og finansierer prosjektet.

Miljøverndepartementet ved SFT har i perioden 1996 - 2001 alene finansiert overvåkingen av selve Glomma inklusive Vormå og Øyeren med et årlig beløp på 300 000 kr. Prosjektet har administrativt vært et samarbeidsprosjekt mellom SFT og fylkesmennenes miljøvernavdelinger i Østfold, Oslo/Akershus, Hedmark og Sør-Trøndelag. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har vært ansvarlig for gjennomføringen av prosjektet. Det er likevel SFT som hatt det administrative ansvar og

SFT har årlig inngått kontrakter med NIVA. I perioden 1996 – 1998 har prosjekt ”Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma” inngått som en del i kontrakt for ”Program for langtidsovervåking av prioriterte elver og innsjøer”. I 1999 og 2000 foreligger egne kontrakter for prosjekt ”Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma”. Videreføringen av prosjektet har likevel skjedd etter muntlig (telefonsamtale) overenskommelse mellom SFT og NIVA i slutten av desember året før aktuelle undersøkelsesår eller i begynnelsen av januar i undersøkelsesåret. Årsaken til dette er at selve kontraktene ikke kunnet ferdigstilles og undertegnes for litt ut i påfølgende år. F.o.m. 2001 er det Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen som er ansvarlig for undersøkelsene i selve Glomma inklusive Vorma og Øyeren og Fylkesmannen har inngått kontrakt med NIVA for undersøkelsene i 2001 ( se Forord).

Ved starten av prosjekt ”Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma” var det forutsatt at overvåkingen skulle være langsiktig, kontinuerlig og pågå i minst en 30-årsperiode. Videre skulle SFT lage årsrapporter for selve Glomma inkl. Vorma og Øyeren på basis av de innkomne resultater. Resultatene fra Mjøsa (st. Skreia) skulle fremlegges i årsrapportene fra prosjekt ”Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver”. Det var også ønskelig at en mest mulig samkjørte stasjonen ved Sarpsfossen med her pågående SFT prosjekt ”PARCOM” (”elvetransportprogrammet”).

Redusert budsjett for overvåking av vann i SFT har ført til at det ikke har vært mulig for SFT å utarbeide eller finansiere årsrapporter for Glomma. SFT har likevel årlig lagt inn alle primærdata i sin database SESAM. I perioden 1996 – 2000 har prosjekt ”Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma” hatt en egen stasjon ved Sarpsfossen dvs at prosjektet ikke har vært samkjørt med prosjekt ”PARCOM”. Årsaken til dette var at PARCOM-prosjektet ikke ønsket å forandre sine rutiner samt ikke minst at det var et krav fra fylkesmennes miljøvernavdelinger i Østfold og Oslo/Akershus at vannprøvene fra elvestasjonene i prosjekt ”Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma” ble analysert ved ett og samme laboratorium.

SFT har i 2001 gitt Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen i oppdrag å ta over styringen av overvåkingen av selve Glomma inklusive Øyeren og SFT ønsker at overvåkingen f.o.m. 2002 blir finansiert av de som står for forurensningene (industrier (inklusive utsig fra nedlagte gruver), kommuner og landbruk m.v.). SFT har i denne anledning bedt Fylkesmannens miljøvernavdeling i Oslo og Akershus i samarbeide med Fylkesmannens miljøvernavdeling i Østfold, Hedmark og Sør-Trøndelag å få utarbeidet en vurdering om hvordan dette skal skje. SFT har i denne anledning lovet å føre forhandlinger med landbruket (Thor A. Nordhagen pers. medd.).

## **1.2 Tidligere undersøkelser i Glomma inkl. Vorma og Øyeren**

Se vedlegg A

## **1.3 Menneskeskapte inngrep og belastninger i Glommavassdraget**

Se vedlegg B

## **1.4 Tiltak som blitt utført i Glommavassdraget i perioden 1996 – 2000 eller like før som kan ha påvirket forurensningstilførselen**

Rena Kartongfabrikk ASA på Rena ble nedlagt 30. oktober 1998. I tiden før nedleggelsen hadde bedriften et utslipp av fiberholdig prosessvann tilsvarende et utslipp av suspendert organisk materiale på ca. 0,4 tonn pr. døgn (Løvik et al. 1997). Betydelig fiberdrift ble tidligere observert helt ned til Strandfossen (Ole Nashoug pers. oppl.).

Flytting av avfall fra det gamle gruveområdet i Folldal sentrum til Tverfjellet som ble avsluttet i 1994 kan ha forårsaket en midlertidig økning av forurensningstransporten fra det avfall som ble liggende igjen i området. Belastningen på Folla kan derfor ha økt (Iversen 2000, Eigil Iversen pers. medd.).

Flere av de kommunale rensaneanleggene har i senere tid fått økt tilførsel av boligkloakk og i enkelte tilfeller også økt tilførsel fra industribedrifter. Dette har ført til at flere anlegg (f.eks. HIAS, Mysen og Rakkestad) i dag har blitt overbelastet noe som bl.a. har ført til økte fosforutslipp ( pers. medd. Per Arlid Simonsen, Steinar Østlie, Leif Nilsen og Torodd Hauger).

De aller fleste utslipp fra næringsmiddelindustri ledes for tiden til kommunalt avløp. En del påslipp er av relativt betydelig størrelse og kan utgjøre en vesentlig del av tilførselen til de kommunale rensaneanleggene. Driftsstabiliteten ved rensaneanlegget kan i slike tilfeller være sårbar for variasjoner og ekstreme sammensetninger i prosessavløpet.

Produksjonen ved enkelte bedrifter har økt betraktelig de senere årene, dette gjelder bl.a. i Alvdal og Elverum. Det er imidlertid gjennomført omfattende tiltak ved flere bedrifter for å redusere utslippene. Generelt har fokus og bevisstgjøring på miljøspørsmål i bransjen vist en klart økende tendens den siste 10-årsperioden. Dette kan bl.a. ha sammenheng med økt oppmerksomhet og eksterne krav fra marked/avsetningsledd, sertifiseringsordninger og ulike tilsynsetater.

Klimaendring har høyst sannsynligvis ført til økt nedbør og vannføring i de siste årene. Dette vil kunne medføre at tilførselen av fosfor (p.g.a. økt erosjon i landbruksarealer), nitrogen, humusstoff og partikler har økt til vassdraget, men samtidig har resipientkapasiteten overfor forurensninger som bla. tarmbakterier, lettnedbrytbart stoff og miljøgifter økt p.g.a. økt fortynningsevne.

Til slutt bør vi også nevne storflommen i 1995. Sannsynligvis har denne ”renset opp” enkelte bunnområder langs vassdraget bl.a. kobber og sink belastede bunnområder nedstrøms Røros samt de fiberbelastede områdene nedstrøms Rena Kartongfabrikk (Kjellberg og Løvik 1997, Løvik et al. 1997). Også i Glommas nedre del har flommen rensset opp elvefaret og dette gjelder særlig i Vamma og langs enkelte elvepartier i Glomma på strekningen fra utløpet av Øyeren ned til Vamma der det før flommen hadde blitt bygd opp store banker med slam (pers. med. Torodd Hauger).

## **1.5 Målsetning**

### **1.5.1 Hensikten med program ”Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma”**

Som tidligere nevnt nedsatte SFT i mars 1995 en gruppe med representanter fra de 4 Glommafylkene med mandat å utarbeide et opplegg for samordnet overvåking av Glomma. Ifølge gruppa vil en samordnet, langsiktig overvåking av Glomma inklusive Mjøsa/Vorma ha som målsetting å skaffe:

- Kunnskap om den langsiktige utviklingen i Glommas hovedløp
- Kunnskap om hva som slippes ut i Nordsjøen fra Glomma
- Kunnskap om hva som tilføres Glomma fra Vorma/Mjøsa
- Kunnskap om utviklingen av gruveforurensningen i Rørosområdet
- Kunnskap om utviklingen av vannkvalitet i de forskjellige regionene i Glomma

### **1.5.2 Hensikten med rapporten for perioden 1996 – 2000**

Det fremlegges en statusrapport som skal omhandle overvåkingsresultatene fra selve Glomma inklusive Vorma og Øyeren fra perioden 1996 – 2000. Rapporten skal inneholde alle primærdata, som blir fremstilt i tabeller for hvert år i vedlegg. Det skal også gis en vurdering av tilstand og tidsutvikling (trend) for de målte parametre. Middelerverdier og variasjonsbredde gis i ”boksfigurer” og tabeller i teksten. I figurene skal følgende prosentiler benyttes: 10, 25, 50, 75, og 90. Det skal også gis en samlet vurdering av vannkvaliteten i Glomma inklusive Vorma og Øyeren i den aktuelle tidsperiode.



Resultatene skal sammenlignes med tidligere undersøkelser og eventuell utvikling over tid (trend) skal vurderes. Videre skal det gis tilrådinger for videre arbeide i Glommavassdraget.

## 2. Materiale og metoder

### *Prøvetakingsstasjoner*

Det har i perioden 1996 - 2000 årlig blitt foretatt tilstandsundersøkelser ved 5 elvestasjoner og ved en stasjon i innsjøen Øyeren. Stasjonsplassering er vist i figur nr 1. En utførlig beskrivelse av Glommavassdraget finnes i "Handlingsplan Glomma, Hovedrapport" (Helleberg 1992).

### Elvestasjoner:

- Høyegga (i Hedmark)
- Funnefoss (i Akershus)
- Svanfoss i Vormo (i Akershus)
- Solbergfoss (i Akershus/Østfold)
- Sarpsfossen (i Østfold)

### Innsjøstasjon:

- Øyeren (Hovedstasjonen ved Solbergåsen i søndre del av innsjøen i Akershus/Østfold) For informasjon om bakgrunnsdata for Øyeren henvises til Holtan (1970) og Aanes et al. (1982).

### *Prøvetakingsfrekvens*

Ved elvestasjonene har det blitt tatt ut 2,5 liters vannprøver ca hver 14:e dag. Prøvetakingstidspunkt har blitt samkjørt mest mulig for alle stasjoner. I mai i forbindelse med vårflommen har det blitt tatt prøver hver uke. Dvs at vi har tatt ut 29 prøver ved hver prøvetakingslokalitet.

Ved stasjonen i Øyeren har det blitt tatt ut prøver annenhver uke (11 – 12 gr.) i perioden mai – oktober. Prøvene har blitt tatt som blandprøver fra 0-10 meters sjiktet. Videre har vi notert siktedyp og målt vanntemperatur i en vertikalserie fra overflaten til bunn. I 2000 ble det ikke tatt prøver på forsommeren p.g.a. misforståelser.

### *Analyseprogram*

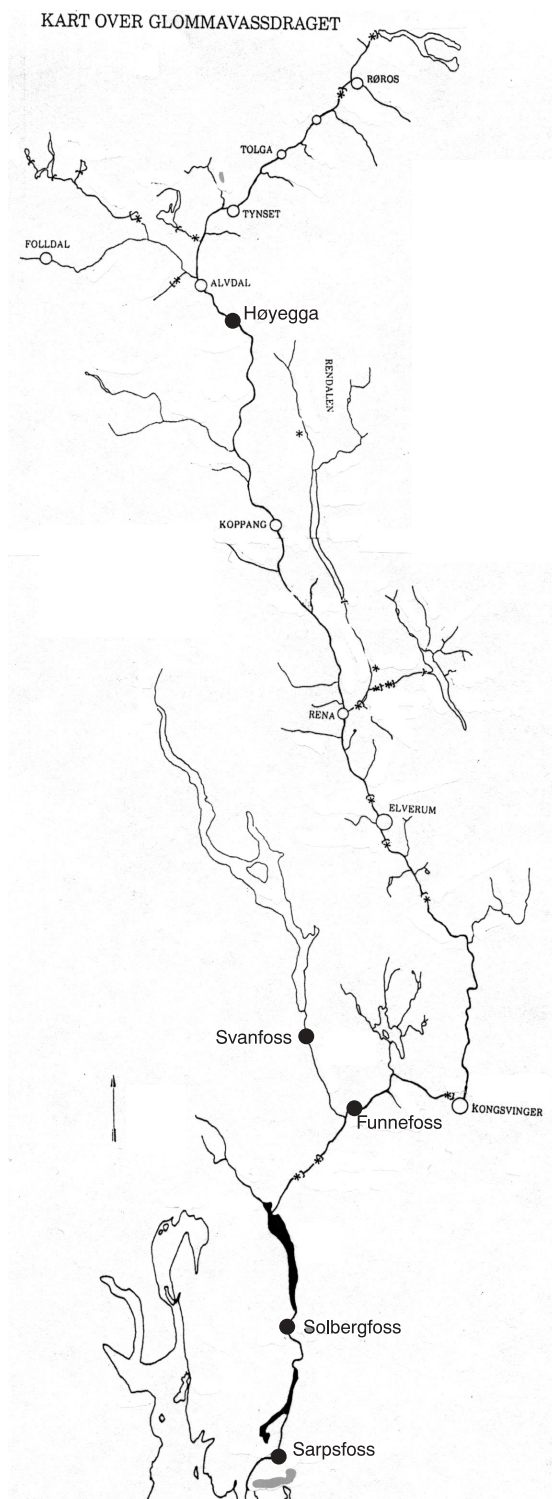
Prøvene fra elvestasjonene har blitt analysert for total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO<sub>3</sub>), suspendert stoff (SS), total organisk karbon (TOC) og fargetall (etter filtrering). Ved stasjon Høyegga har det også blitt tatt ut månedlige prøver for analyse av kobber (Cu) og sink (Zn).

Prøvene fra Øyeren har blitt analysert for total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N), nitrat (NO<sub>3</sub>), suspendert stoff (SS), total organisk karbon (TOC), fargetall (etter filtrering), Tot. klorofyll a samt planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet) og biomasse (gram våtvekt pr. m<sup>3</sup>).

Planteplanktonprøvene er konservert med 4-5 dråper lugol (jodjodkalium) pr. 100 ml. prøve. Kvantifiseringen av mengden planteplankton ble utført med hjelp av sedimenteringskammer og omvendt mikroskop etter metodikk utarbeidet av Utermøhl (1958).

### *Analyselaboratorier*

Alle kjemianalyser fra elvestasjonene har blitt utført av LabbNett as. Dette laboratoriet har i perioden 1996 - 2000 skiftet navn fra Hias Vannlaboratoriet (1996 - 1997) til ØST-LAB as i 1998 og f.o.m. 1999 til LabbNett as. De kjemiske analysene fra Øyeren er utført av ANØ Miljøkompetanse (tidligere ANØ-labben) på Kjeller. De kjemiske analysene har blitt utført etter Norsk standard. Planteplanktonprøvene har blitt analysert av Pål Brettum ved NIVAs hovedkontor i Oslo.



**Figur 1.** Plassering av prøvetakingsstasjoner.

## 3. Resultater og vurderinger

### 3.1 Elvestasjoner

Rådata for vannkjemi fra elvestasjonene fra de ulike år er gitt i vedlegg D bak i rapporten.

I et flomutsatt vassdrag som Glommavassdraget kan vi forvente store svingninger i vannkjemien. Ved flomsituasjoner øker forholdet mellom overflateavrenning og grunnvannsavrenning. Dette fører til lavere konsentrasjoner av løste salter, økt mengde partikler og humusstoffer samt sterkere vannfarge. I perioder mellom flomsituasjonene er vannkvaliteten mer stabil og innholdet av partikler og humusforbindelser er lavt (Rognerud et al. 1987). Dette gjør at eventuelle mindre endringer i vannkvaliteten mellom ulike år kan være vanskelig å oppdage. For å kunne registrere eventuelle forandringer (trend) over tid er det derfor nødvendig med tette og lange måleserier (se også Rognerud et al. 1987 og Green 2001).

#### 3.1.1 Fosfor

Tabell 1. Konsentrasjoner av total fosfor  $\mu\text{g/l}$  gitt som middelerverdier (M.) og variasjonsbredde (Var.) ved 5 lokaliteter i Glommavassdraget i perioden 1996-2000.

År	1996		1997		1998		1999		2000	
	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.
Svanfoss	9,9	5,5–19,1	9,4	3,0-54,3	8,2	3,0-46,4	6,1	1,9-22,0	10,9	3,3-46,9
Høyegga	17,0	2,9–180,1	14,4	4,8-74,1	13,2	4,3-95,4	10,4	3,6-53,6	11,6	5,0-94,5
Funnefoss	10,9	4,0–24,1	11,8	7,0-29,7	9,8	5,2-35,8	11,3	4,2-57,2	14,0	5,2-59,4
Solbergfoss	16,1	9,1–34,0	14,2	7,7-44,1	11,4	5,5-26,5	11,5	5,0-46,6	23,1	8,0-62,0
Sarpsfossen	19,9	7,5–64,6	16,7	7,7-71,8	15,8	8,8-39,8	16,2	7,4-58,4	35,4	9,7-118,2

Etter at fosforutslipp fra boliger, industri og punktkilder i jordbruket har blitt kraftig redusert, samt at transporten av fosfor fra dyrket mark blitt noe redusert, er det nå vannføringen og særlig partikkelinnholdet i vannmassene som er styrende faktor for fosforkonsentrasjonen i Glommavassdraget. Oversvømmelse og transport av partikkelbundet fosfor fra dyrket mark i flomperioder er dog fortsatt en viktig kilde. Faafeng et al. (1998) og Weideborg et al. (2001) har vist at det er god korrelasjon ( $R^2 = 0.952$  resp.  $0,7718$ ) mellom  $\mu\text{g P/l}$  og partikkelinnhold (FTU/SS) i vannmassene i den nedre del av Glomma. I flomperioder når det er stor transport av partikler øker derfor tilførselen av fosfor og konsentrasjonen i elva stiger. Dette gjelder særlig i de områder der dyrket mark blir oversvømmet. Tørrværsperioder med lav vannføring og lite partikkelinnhold i vannet bidrar til mindre tilførsel og redusert nivå. Mye av den fosfor som nå tilføres Glåma/Glomma er således bundet til partikler og herved mindre tilgjengelig for algene (Aanes et al. 1981, Rognerud 1989). Vi kan derfor til tider ha meget høye fosforkonsentrasjoner i elva uten at dette har medført økt forekomst av bentiske alger. P.g.a. dette kan det bli vanskelig å fastsette noe konkret miljøkvalitetsmål med hensyn til fosforkonsentrasjonen i Glommavassdraget. Partikkelbundet fosfor kan likevel bli tilgjengelig i nedstrømsresipienter på lengre sikt via resuspensjon og/eller interne gjødslingsprosesser. Muligens kan en fastsette en norm for fosforkonsentrasjonen ved ulike elveavsnitt ved lavvannføring på seinvinter (mars) og/eller i tørrværsperioder på sommeren når det er lite tilførsel av humus og jordpartikler samt lav vannføring. Tålegrensen for nedstrømsliggende resipienter som særlig Øyeren bør også kunne vurderes.

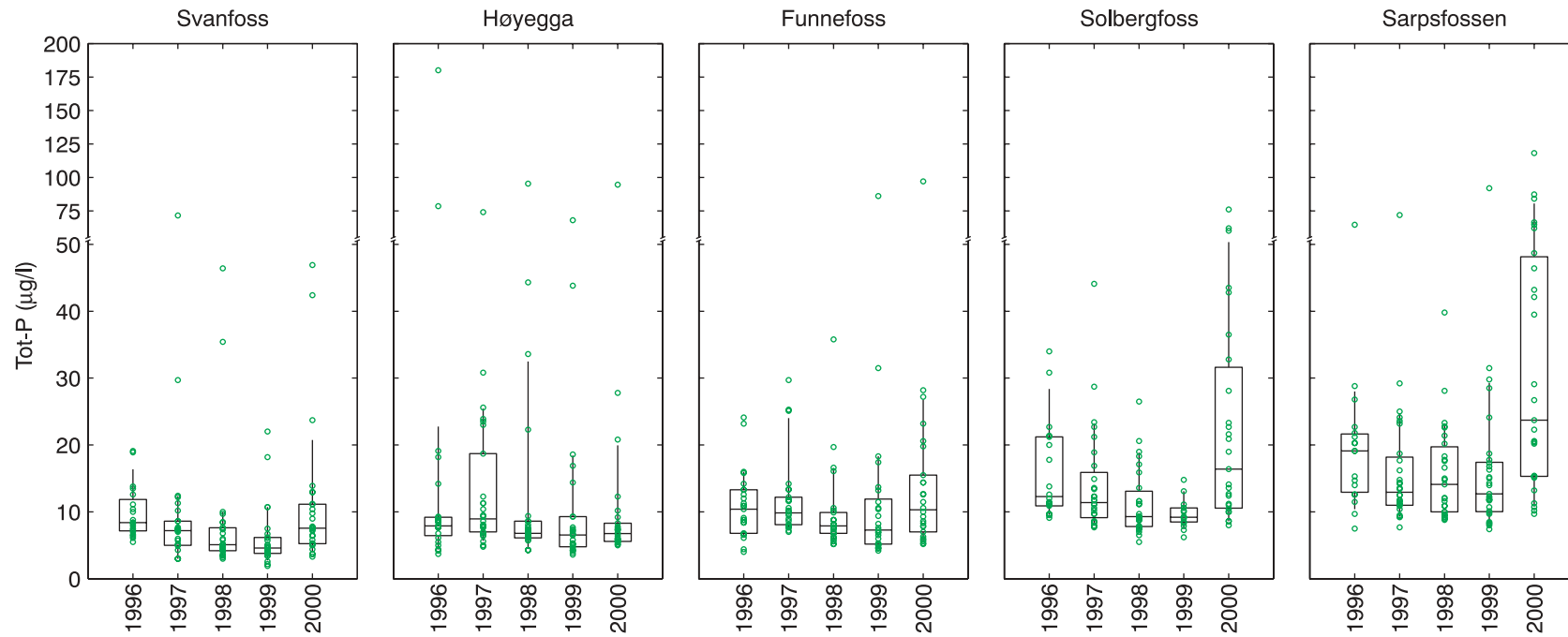
I perioden 1996-2000 registrerte vi ved de 5 stasjonene i Glommavassdraget fosforkonsentrasjoner som varierte i området 1,9 - 180,1  $\mu\text{g P/l}$ . De laveste konsentrasjonene ble registrert i tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma. I disse perioder målte vi som regel fosforkonsentrasjonen i området 4-13  $\mu\text{g P/l}$ . Lavest konsentrasjon fant vi i Vormå og ved Høyegga, mens de høyeste nivåene

ble registrert ved Sarpsfossen. Sannsynligvis ligger disse konsentrasjoner nær forventet naturtilstand om vi tar utgangspunkt i perioder med lav vannføring. De høyeste fosforkonsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort partikkelinnhold i vannet. Den høyeste konsentrasjon (180,1 µg P/l) ble registrert ved stasjon Høyegga i vårflommen 1996. Årsaken til de høye konsentrasjonene ved Høyegga i vårflommen er at betydelige jordbruksarealer (bl.a. i Tynset-Alvdal-området) da settes under vann (Kjellberg og Løvik 1997). Høsten 2000 var det også høye konsentrasjoner ved Sarpsfossen. Dette som resultat av arealavrenning fra dyrket mark p.g.a. de ekstremt store nedbørmengder som kom i denne periode.

Årsmiddel for de ulike år og stasjoner har ligget i området 6,1-35,4 µg P/l. Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "God" til "Dårlig" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997). Lavest fosforkonsentrasjon var det i Vorma (stasjon Svanfoss) med årsmiddelverdier som tilsvarte tilstandsklasse "Meget God" til "God". Ved samtlige stasjoner unntatt Funnefoss var det en reduksjon av konsentrasjonen fra 1996 til 1999. Ved Funnefoss var det ingen klar utvikling. Situasjonen i 2000 må betegnes som et ekstremår p.g.a. den unormalt store høstflommen. Flommen var mest markert i vassdragets nedre del og bidrog til høyt partikkelinnhold og høye konsentrasjoner av fosfor ved Solbergfoss og Sarpsfossen som herved fikk høye årsmiddelverdier.

Sammenligner vi resultatene fra 1996-2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser (Aanes et al. 1981, Holtan 1994, Løvik og Kjellberg 1995, Kjellberg og Løvik 1997, Nicholls 1990, Weideborg et al. 2001, Rosseland 2002) så har det særlig f.o.m. slutten av 1980 skjedd en påtagelig reduksjon av fosforkonsentrasjonen ved prøvetakingsstasjonene. Unntak er Funnefoss der fosforkonsentrasjonen ikke vist noen klar utvikling. Det forekommer dog til dels store naturgitte år til år variasjoner (se år 2000). Årsaken til at fosforkonsentrasjonen totalt sett har blitt betraktelig redusert i Glommavassdraget er de forurensningsreducerende tiltak som blitt utført før å begrense utslipp fra punktkilder som boligkloakk, industriutslipp, ensileringsanlegg og gjødselkjellere. Redusert bruk av kunstgjødsel ved gjødselplanlegging og begrenset gjødsling med husdyrgjødsel på frossen mark har også bidratt til å redusere fosfortilførselen til vassdraget. Transporten av fosfor fra dyrket mark er likevel fortsatt en betydelig forurensningskilde.

Dersom forurensningen i fremtiden ikke slår ut på biologien i elva som sådan, bør miljøkvalitetsmålene forslagsvis kunne kobles til transport og tålegrenser for fosfor og nitrogen samt andre parametre for nedstrøms resipienter (Øyeren og Ytre Oslofjord) og deres økologiske status.



**Figur 2.** Tidstrend for konsentrasjonen av total fosfor ved 5 stasjoner i Glommavassdraget i perioden 1996 – 2000. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilen. Det horisontale streken inne i boken viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.

### 3.1.2 Nitrogen

Tabell 2. Konsentrasjoner av total nitrogen  $\mu\text{g/l}$  gitt som middelveier (M.) og variasjonsbredde (Var.) ved 5 lokaliteter i Glommavassdraget i perioden 1996-2000.

År	1996		1997		1998		1999		2000	
	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.
Svanfoss	506	411-604	560	358-1991	553	417-755	522	373-666	510	365-886
Høyegga	239	162-458	237	159-368	242	160-527	229	163-490	210	132-420
Funnefoss	365	211-553	335	209-517	359	238-558	356	230-580	320	230-450
Solbergfoss	622	389-1317	486	312-695	526	363-727	494	335-723	502	346-671
Sarpfossen	621	364-1270	527	324-724	619	399-1099	549	339-772	566	375-883

Tabell 3. Konsentrasjoner av nitrat  $\mu\text{g/l}$  gitt som middelveier (M.) og variasjonsbredde (Var.) ved 5 lokaliteter i Glommavassdraget i perioden 1996-2000.

År	1996		1997		1998		1999		2000	
	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.
Svanfoss	378	284-461	425	211-1467	411	274-581	389	218-455	383	227-718
Høyegga	75	8-146	70	15-119	77	19-137	68	17-150	69	20-137
Funnefoss	143	21-351	129	21-261	131	32-290	125	23-232	116	38-219
Solbergfoss	323	171-483	301	158-502	325	177-576	310	160-513	309	174-456
Sarpfossen	378	184-811	327	164-526	387	188-957	333	147-621	342	183-579

Ved siden av den naturgitte tilførselen av nitrogen tilføres Glommavassdraget i dag nitrogenforbindelser fra menneskelige aktiviteter som utslipp fra kommunale renselanlegg, utslipp fra separatanlegg i spredt bebyggelse, rensed industriavløp, luftforurensning og jordbruksaktiviteter. Den største menneskelige enkeltkilden er lekkasje fra dyrket mark i elvas nærområder. En betydelig del av "jordbruksnitrogenet" tilføres selve Glomma fra Mjøsområdet via Vorma. Til forskjell fra fosfor så er nitrogenkonsentrasjonen i elvevannet ikke like godt korrelert til partikkelforekomsten. Nitrogenkonsentrasjonen er derfor ikke i like stor grad styrt av flomaktiviteten i Glomma som fosforkonsentrasjonen (Faafeng et al. 1998). Vannføringen i Glomma har likevel betydning for nitrogenkonsentrasjonen og de høyeste konsentrasjoner finner vi som regel i flomperiodene.

Da det normalt er betydelige variasjoner i nitrogenkonsentrasjonen i Glommavassdraget gjennom året og også fra år til år kan det bli vanskelig å fastsette noe konkret miljøkvalitetsmål m.h.t. nitrogenkonsentrasjonen i de ulike deler av elva. Muligens kan en fastsette en norm for konsentrasjonen ved lavvannføring på seinvinter (mars). Sannsynligvis bør likevel miljøkvalitetsmålet for nitrogen knyttes til årstransport evt. sommersesongtransport og til økologisk status i Ytre Oslofjord. Dvs. at en må vurdere hur stor nitrogenbelastning Ytre Oslofjord tåler. Dagens til dels høye konsentrasjoner vil ikke medføre til direkte skadeeffekter i elva. Muligens kan stor tilgang på nitrat påvirke artssammensetningen i begroingsamfunnene men neppe i så stor grad at dette vill medføre til noen direkte problemer. Det er likevel viktig at nitrogenkonsentrasjonen mest mulig blir redusert i Glommavassdraget med tanke på at Norge er forpliktet til å begrense transporten av nitrogenforbindelser til Nordsjøen (Nordsjøavtalen). Videre er nitrogeninnholdet i sedimentene en viktig næringskilde for den høyere vegetasjon (Stewart and Wharton 2001, Vindbæk Madsen and Cedergreen 2002). Høy konsentrasjon av nitrogen i sedimentene vil derfor kunne gi uønsket stor forekomst av høyere vegetasjon langs vassdraget.

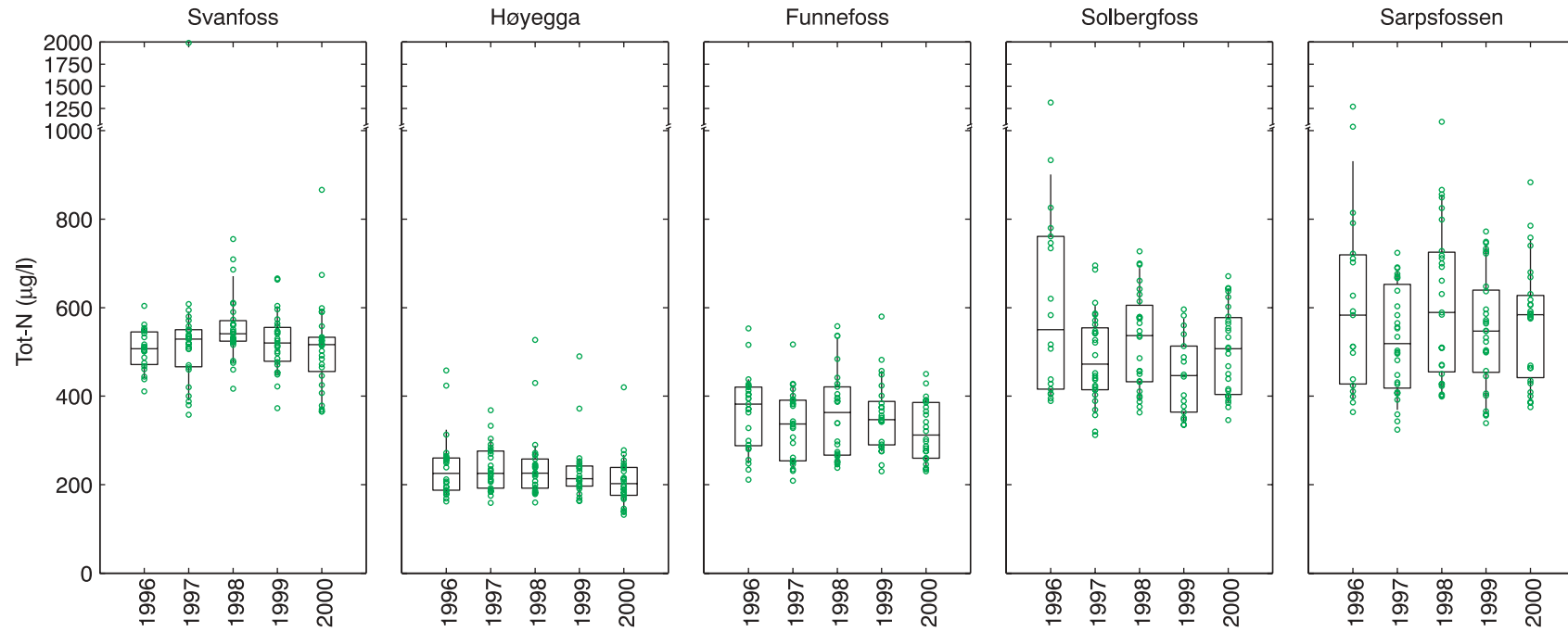
I perioden 1996 - 2000 registrerte vi ved de 5 stasjonene i Glommavassdraget nitrogenkonsentrasjoner som for totalnitrogenet varierte i området 132 - 1991  $\mu\text{g N/l}$  og for nitrat i området 8 - 1467  $\mu\text{g N/l}$ . Høyest nitrogeninnhold var det i Vorma og i Sarpfossen. Årsaken til dette er den store landbruksaktiviteten i Mjøsområdet og langs Gudbrandsdalslågen kombinert med liten retensjon av nitrogen i Mjøsa, samt i nedre del av Glomma. De laveste konsentrasjonene ble målt i

tørrværsperioder da det bl.a. var lite lekkasje fra landbruksområder samt også lav vannføring. I disse perioder, da det sannsynligvis også var stort forbruk av nitrat grunnet planteproduksjon, fant vi i hovedvassdraget som regel konsentrasjoner av totalnitrogen i området 150 - 400  $\mu\text{g N/l}$  og av nitrat i området 15 - 180  $\mu\text{g N/l}$ . Vorma hadde i hele perioden relativt høye konsentrasjoner også i perioder med redusert vannføring. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder og i nedbørrike perioder vår og høst. Den høyeste målte nitrogenkonsentrasjonen (1991  $\mu\text{g Tot-N/l}$  og 1467  $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ ) ble registret i Vorma i vårflommen i mai 1997.

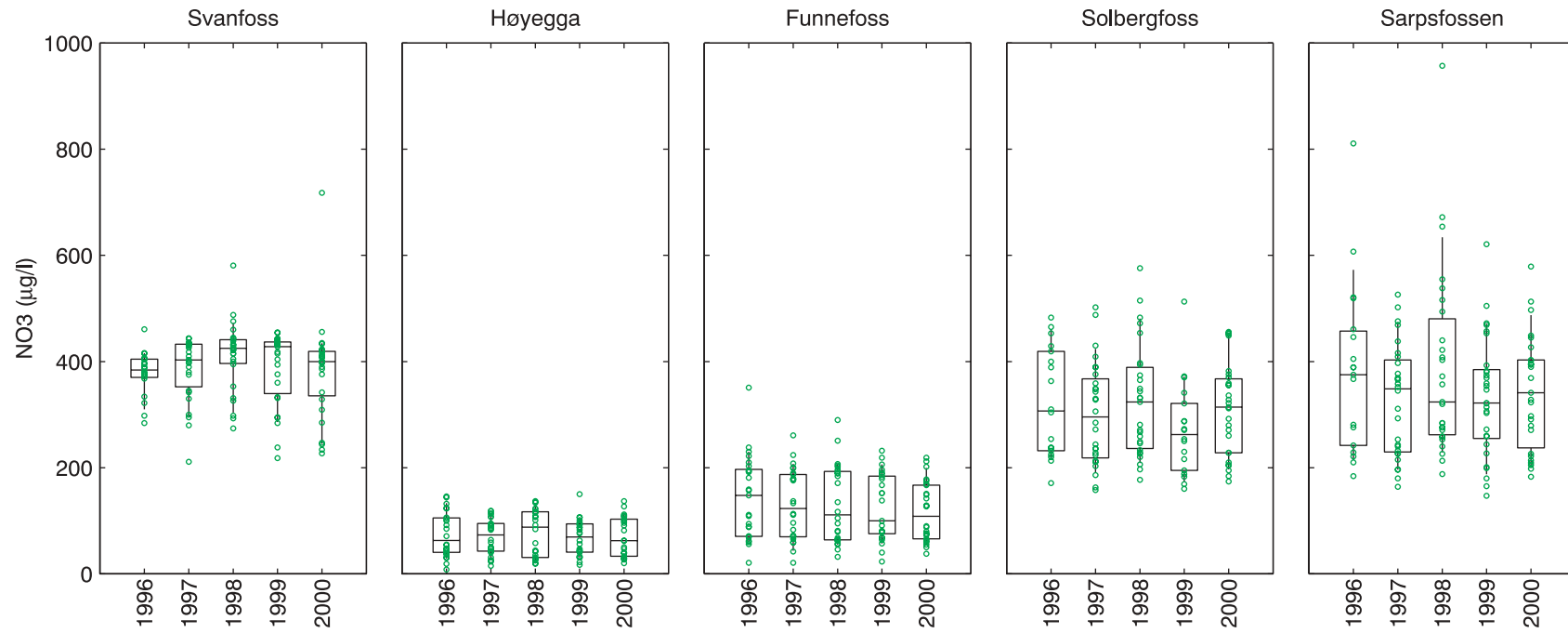
Middelkonsentrasjonene for de ulike år og stasjoner har ligget i området 210 - 622  $\mu\text{g Tot-N/l}$  respektive 68 - 425  $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ . Dette tilsvarer tilstandsklasse "Meget God" til "Dårlig" for totalnitrogen i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997).

Sammenligner vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser (Aanes et al. 1981, Holtan 1994, Løvik og Kjellberg 1995, Kjellberg og Løvik 1997, Nicholls 1990, Weideborg et al. 2001, Rosseland 2002) så har det ikke skjedd noen større forandringer i nitrogeninnholdet i Glommavassdraget (gjelder både nitrat- og totalkonsentrasjonen) som skulle vise eller indikere noen klar utviklingstrend. Dette er heller ikke å forvente da det ikke har skjedd noen større forandringer for de viktigste menneskelige kildene som er luftbåren nitrogentilførsel og lekkasje fra dyrket mark. Muligens har redusert lekkasje som resultat av endret jordbearbeidning blitt lite registrerbar (synlig) p.g.a. økt avrenning generelt fra markområder som resultat av økt nedbør i de siste år.





**Figur 3.** Tidstrend for konsentrasjonen av totalnitrogen ved fem stasjoner i Glommavassdraget i perioden 1996 – 2000. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilen. Det horisontale streken inne i boken viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.



**Figur 4.** Tidstrend for konsentrasjonen av nitrat ved fem stasjoner i Glommavassdraget i perioden 1996 – 2000. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilen. Det horisontale streken inne i boken viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.

### 3.1.3 Total organisk karbon

Tabell 4. Konsentrasjoner av total organisk karbon (TOC) mg/l gitt som middelveier (M.) og variasjonsbredde (Var.) ved 5 lokaliteter i Glommavassdraget i perioden 1996-2000.

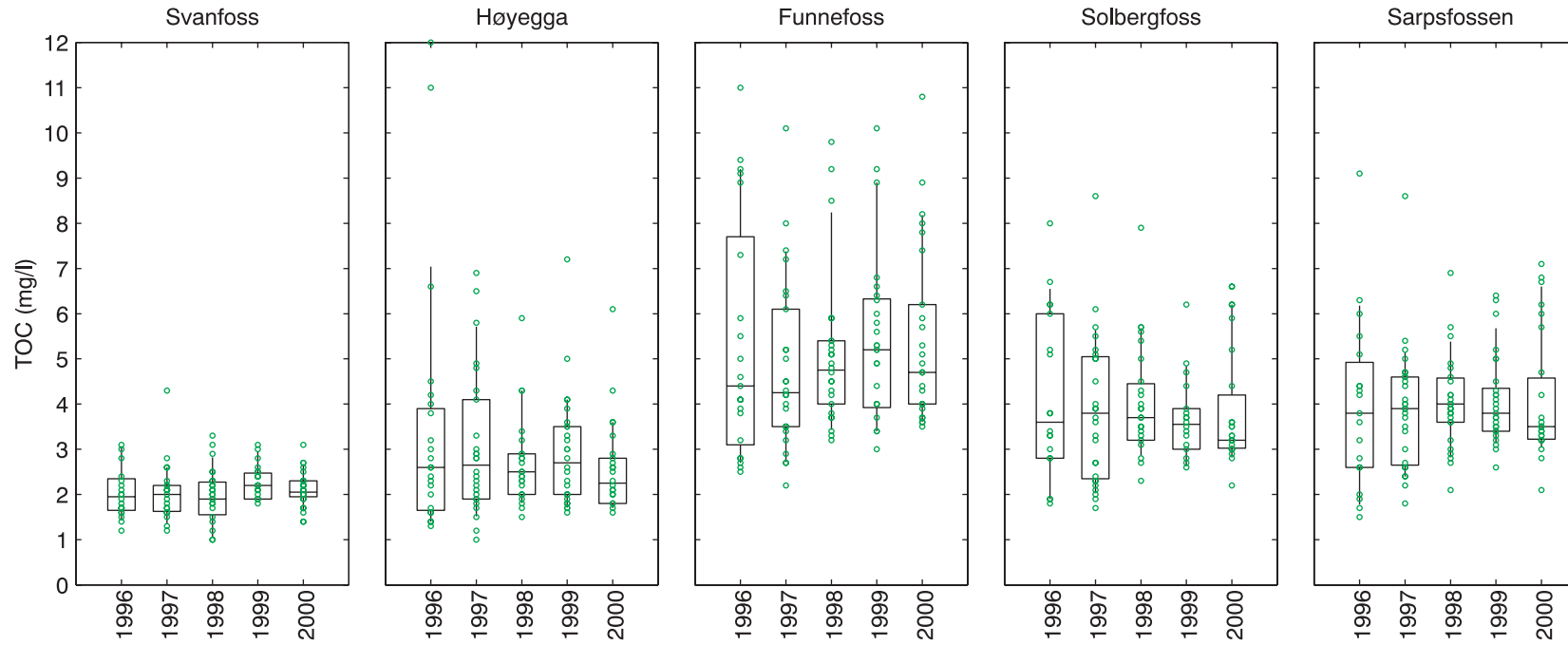
Lokalitet	År		1996		1997		1998		1999		2000	
	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.
Svanfoss	2,1	1,2-3,1	2,0	1,2-4,3	2,0	1,0-3,3	2,3	1,8-3,1	2,1	1,4-3,1		
Høyegga	3,4	1,3-12,0	3,1	1,0-6,9	2,7	1,5-5,9	2,9	1,6-7,2	2,6	1,6-6,1		
Funnefoss	5,3	2,5-11,0	4,8	2,2-10,1	5,1	3,2-9,8	5,4	3,0-10,1	5,4	3,5-10,8		
Solbergfoss	4,2	1,8-8,0	3,8	1,7-8,6	4,0	2,3-7,9	3,8	2,6-6,5	3,8	2,2-6,6		
Sarpfossen	3,9	1,5-9,1	3,9	1,8-8,6	4,0	2,1-6,9	4,1	2,6-6,4	4,1	2,1-7,1		

Ved siden av den naturgitte tilførselen av humusstoffer særlig fra skog- og myrområder tilføres Glommavassdraget i dag organisk stoff fra menneskelige aktiviteter som utslipp fra kommunale rensesanlegg, utsig fra separatanlegg i spredt bebyggelse, rensed industriavløp, utsig fra eldre søppelplasser, barkfyllinger, samt fra diverse jordbruksaktiviteter. Den største enkeltkilden er sannsynligvis den naturgitte tilførselen av humusforbindelser som kommer fra skog- og myrområder. Vannføringen og særlig flomaktiviteten i Glommavassdraget vil derfor ha stor betydning for TOC-konsentrasjonen. I våravsmeltingen og i nedbørrike perioder vil de sidevassdrag som drenerer skog og myrområder tilføre hovedvassdraget store mengder med humusforbindelser.

I perioden 1996-2000 registrerte vi ved de 5 stasjonene i Glommavassdraget TOC-konsentrasjoner som varierte i området 1,0 – 12,0 mg C/l. De laveste konsentrasjonene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring. I disse perioder fant vi som regel konsentrasjoner i området 1,2-3,0 mg C/l. De høyeste TOC-konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort partikkelinnhold i elva. Sannsynligvis ligger konsentrasjonsnivået av TOC i Glommavassdraget i dag nær forventet naturtilstand. Den høyeste konsentrasjonen (12 mg C/l) ble registrert ved Høyegga i begynnelsen av vårfloppen 1996. Svanfoss var den stasjon som hadde de laveste innhold av organisk stoff og Funnefoss hadde det største innholdet.

Middelkonsentrasjonen i de ulike år og ved de ulike stasjoner har ligget i området 2,0 - 5,3 mg C/l. Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "Meget God" til "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997). Konsentrasjonen av organisk karbon har generelt sett variert lite til tross for de store variasjoner i vannføring som foreligger i Glommavassdraget. Faafeng et al. (1998) har også vist at konsentrasjonen av organisk karbon i nedre del av Glomma var relativt lite påvirket av flomvannføring. Flommer medfører likevel til økt og stor transport av organisk stoff.

Sammenligner vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra perioden 1990 - 1995 (Løvik og Kjellberg 1995, Kjellberg og Løvik 1997, Weideborg et al. 2001, Rosseland 2002) så viser datamaterialet ingen klar utviklingstrend. Således har det på 1990-tallet ikke skjedd noen store og markerte forandringer m.h.t. konsentrasjonen av organisk karbon i Glommavassdraget unntatt ved Sarpfossen der det ble registrert noe høyere TOC-innhold i perioden 1996 - 1998. At det skulle ha skjedd større forandringer er heller ikke å forvente da tilførselen av humusforbindelser som er hovedkilden i hovedsak blir styrt av naturgitte forhold. For tiden er det ikke noen større menneskeskapte utslipp av TOC i Glommavassdraget. Klimaforandringer som medfører økt nedbør vil dog kunne bidra til høyere konsentrasjon av organisk karbon i Glommavannet. Tidligere (perioden 1978 – 1989) har det blitt analysert for permanganatforbruk ( $\text{KMnO}_4$ ) som også gir et mål på organisk innhold. Disse målingene viste at det var variasjoner over året og også år til år variasjoner som i hovedsak skyldes vannføringsmønsteret. Permanganattallene viste heller ingen klar tendens i utvikling over tid.



**Figur 5.** Tidstrend for konsentrasjonen av organisk stoff (TOC) ved fem stasjoner i Glommavassdraget i perioden 1996 – 2000. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilen. Det horisontale streken inne i boken viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.

### 3.1.4 Suspendert stoff

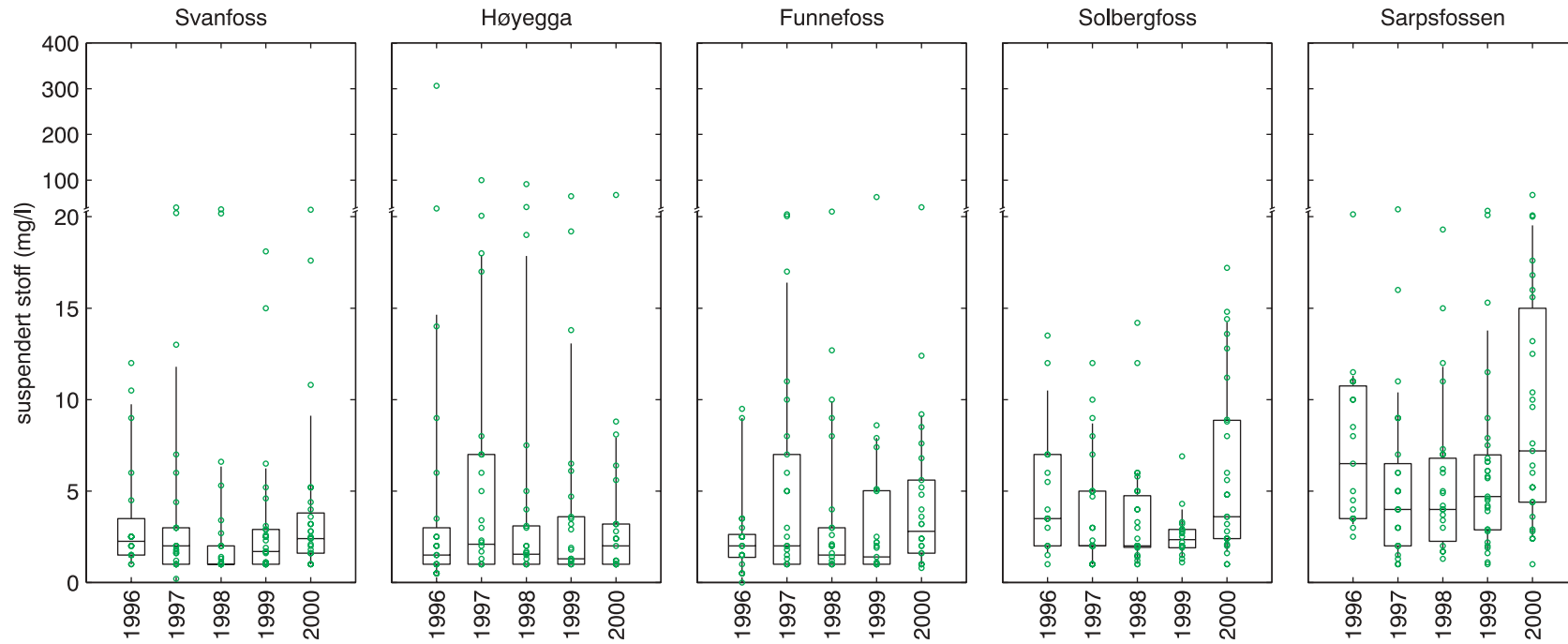
Tabell 5. Konsentrasjoner av partikler målt som suspendert stoff (SS) mg/l gitt som middelværdier (M.) og variasjonsbredde (Var.) ved 5 lokaliteter i Glommavassdraget i perioden 1996-2000.

År	1996		1997		1998		1999		2000	
	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.
Svanfoss	3,5	1,0-12,0	4,9	0,2-40,0	6,3	<1,0-36,0	3,1	<1,0-18,1	3,1	<1,0-35,2
Høyegga	16,7	0,5-306	8,3	<1,0-100	9,5	<1,0-91,0	5,5	<1,0-64,8	5,5	<1,0-67,6
Funnefoss	2,4	0,1-9,5	5,3	1,0-25,0	5,1	3,2-9,8	4,9	<1,0-63,0	4,9	<1,0-40,8
Solbergfoss	4,9	1,0-13,5	3,7	<1,0-12,0	4,0	2,3-7,9	3,3	1,0-16,3	3,3	1,6-17,2
Sarpfossen	7,7	2,5-25,0	5,9	1,0-36,0	5,4	1,3-19,3	6,7	1,0-32,9	11,5	2,4-67,6

Suspendert stoff som tilføres Glommavassdraget kan bestå både av uorganiske partikler og organiske partikler. Som regel er det uorganiske partikler (silt og leire) som tilføres i våravsmeltingen, i nedbørrike perioder og særlig i flomperioder som bidrar til stort partikkelinnhold og høyt innhold av suspendert stoff i elva. Årsaken til at det til tider er høyt partikkelinnhold og stor partikkeltransport i Glåma/Glomma er at elva i den nedre del renner gjennom områder med marine avsetninger med mye finpartikler som lett eroderes og tilføres vassdragene. Videre at store jordbruksområder blir satt under vann i flomperioder. Partikkelinnholdet og fluktuasjonene er derfor i hovedsak styrt av naturgitte forhold, men partikkelavrenning fra dyrket mark er sannsynligvis også til tider en ikke ubetydelig kilde. Partikkelavrenning fra veier kan ha betydning i mindre tilrennende vassdrag men vil ikke i noen større grad påvirke de større vassdrag inklusive hovedelva.

I perioden 1996-2000 registrerte vi ved de 5 stasjoner i Glommavassdraget konsentrasjoner av suspendert stoff som varierte i området 0,0 - 306 mg /l. De laveste konsentrasjonene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring. I disse perioder fant vi som regel partikkelinnhold i området 0,2 – 2,5 mg /l. Sannsynligvis ligger disse konsentrasjoner nær forventet naturtilstand da det er lav vannføring. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder. Den høyeste konsentrasjonen (306 mg/l) ble registret ved Høyegga under vårfloppen i 1996. Middelskonsentrasjonen for de ulike år har ved de 5 stasjoner ligget området 2,4 – 16,7 mg/l. Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "God" til "Meget dårlig" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997).

Sammenligner vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser ( Aanes et al. 1981, Nicholls 1990, Weideborg et al. 2001, Rosseland 2002) så har det ikke skjedd noen større forandring når det gjelder partikkelinnholdet i den nedre del av Glommavassdraget. I øvre del av vassdraget er det tidligere ikke foretatt analyse av suspendert stoff (SS), men det er analysert for turbiditet (FTU) som også er et mål på partikkelinnholdet. Turbiditeten viste variasjoner over året og mellom de ulike år som i hovedtrekk skyldes vannføringsmønsteret (Lingsten og Holta 1981, Rognerud et al. 1987, Kjellberg et al. 1991). Partikkelpåvirkningen viser således ingen klar utviklingstrend. Dette er heller ikke å vente da tilførselen av humus og uorganiske partikler i hovedsak er styrt av de naturgitte forhold, samt at det sannsynligvis ikke er blitt noen direkte reduksjon av transport av erosjonsmateriale fra dyrket mark.



**Figur 6.** Tidstrend for konsentrasjonen av suspendert stoff (SS) ved fem stasjoner i Glommavassdraget i perioden 1996 - 2000. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilen. Det horisontale streken inne i boken viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.

### 3.1.5 Fargetall

Tabell 6. Variasjon i vannfarge mg Pt/l gitt som middelværdier (M.) og variasjonsbredde (Var.) ved 5 lokaliteter i Glommavassdraget i perioden 1996-2000.

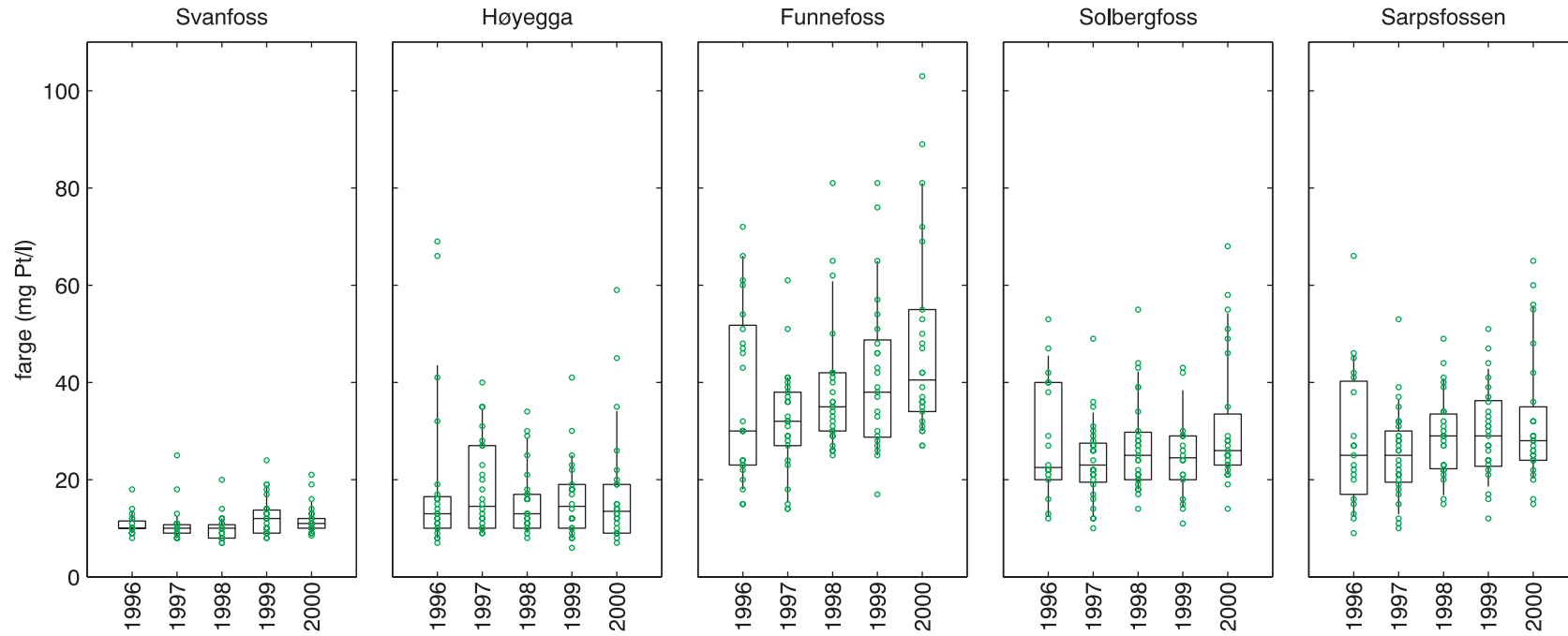
Lokalitet	1996		1997		1998		1999		2000	
	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.
Svanfoss	11	8-18	10	8-25	10	7-20	12	8-24	12	9-21
Høyegga	19	7-69	18	9-40	15	8-34	16	6-41	17	7-59
Funnefoss	37	15-72	32	14-61	38	25-81	41	17-81	47	27-103
Solbergfoss	28	12-53	24	10-49	27	14-55	26	11-50	31	14-68
Sarpfossen	28	9-66	25	10-53	29	15-49	30	12-51	32	15-65

Vannfargen, målt som fargetall, er i Glommavassdraget først og fremst styrt av tilførselen av humus og humusinnholdet i vannmassene. Da det er stor tilførsel av silt og leire vil dette også i noen grad kunne påvirke vannfargen. I flomperioder og i nedbørsrike perioder i sommerhalvåret vil det fra et flertal av sidevassdragene til Glomma tilføres humusforbindelser (brunt vann). Vannfargen vil derfor være styrt av naturgitte forhold. Skogsgrøfting og flatehogst kan muligens bidra til økt tilførsel av humusforbindelser. Videre vil en klimaforandring kunne gi økt lekkasje av humusforbindelser (Carignan and Steedman 2000, Buttle and Metcalfe 2000).

I perioden 1996-2000 registrerte vi ved de 5 stasjonene i Glommavassdraget fargetall som varierte i området 6 - 103 mg Pt/l. Dvs. at hovedvassdraget langs enkelte strekninger kan fluktuerte fra å være lite påvirket av humus i perioder med lav vannføring til sterkt påvirket av humusforbindelser i flomperioder (vurderingsnorm er gitt i Bækken et al. 1999). Et godt eksempel på dette er Funnefoss som var den stasjon som var mest påvirket av tilførsler av humusforbindelser. De laveste fargetall registrerte vi ved samtlige stasjoner i tørrværsperioder da det også var lav vannføring. Vi fant da som regel fargetall i området 7 - 15 mg Pt/l. Sannsynligvis ligger disse konsentrasjoner nær forventet naturtilstand ved lav vannføring. De høyeste fargetallene registrerte vi i flomperioder da det var stort innhold av humusstoffer og partikler i elva. Det høyeste fargetall (103 mg Pt/l) ble registret ved Funnefoss under høstflommen 2000 da det kom ekstremt mye nedbør i dette område. Minst påvirket av humusforbindelser og lavest fargetall hadde Vormå (st. Svanfoss), samt til tider øvre del av Glåma.

Gjennomsnittlig fargetall for de ulike år og stasjoner har ligget området 10 - 47 mg Pt/l. Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "Meget God" til "Dårlig" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997). Særlig ved Funnefoss, men også ved Solbergfoss og Sarpfossen, har fargetallet sannsynligvis økt i perioden. Ved Svanfossen og Høyegga var det små forandringer.

Sammenligner vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser (Lingsten og Holtan 1981, Rognerud et al. 1987, Kjellberg et al. 1991, Rosseland 2002) så har det ikke skjedd noen større forandringer m.h.t. fargetall i Glommavassdraget. Dette er heller ikke å vente da tilførselen av humusstoffer i hovedsak er styrt av de naturgitte forhold, og i liten grad blir påvirket av menneskelige aktiviteter. Som nevnt vil en klimaforandring høyst sannsynligvis føre til økt tilførsel av humus og således gi vannet økt fargetall i fremtiden.



**Figur 7.** Tidstrend for fargetall ved fem stasjoner i Glommavassdraget i perioden 1996 – 2000. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilen. Det horisontale streken inne i boken viser median (50-prosentilen), mens de vertikale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.



### 3.1.6 Kobber og sink

Konsentrasjonsnivå og spredning av tungmetaller som bl.a. kobber og sink i norske vassdrag kontrolleres av mange faktorer. I følge Skjelkvåle et al. (1999) har følgende faktorer størst betydning:

- Menneskelige kilder
  - Langtransportert luftforurensning.
  - Indirekte effekt av langtransportert luftforurensning p.g.a. økt lekkasje fra nedbørfeltet forårsaket av sur nedbør.
  - Lokale utslipp (gruver, metallurgisk industri, søppelplasser m.m.).
- Generell vannkjemi- spesielt innhold av humus (TOC-konsentrasjon).
- Berggrunnens geologi (stort metallinnhold gir økte bakgrunnsverdier).

For mer inngående informasjon om mobilitet, biotilgjenglighet og giftighet m.h.t. kobber og sink henvises til NIVA-rapport løpenr. 2668 (Rognerud et al. 1991). Med biotilgjenglighet mener vi metallenes mulighet til å komme inn i vekster og dyr. Dvs. passere biologiske membraner.

Hovedkildene til metallforurensningen i øvre Glåma er utsig av kobber, sink og til dels jernforbindelser fra de gamle gruveområdene i Rørsområdet og i Follidal sentrum. I tillegg kommer tilførsler fra en rekke mindre kilder i flere nedlagte kisgruver i nedbørfeltene til øvre Glåma og til Folla (se Rognerud et al. 1987, Iversen og Arnesen 2001 og Iversen 1998, 1999, 2001,).

I perioden 1996 - 2000 har vi registrert innhold av kobber og sink i vannprøver som blitt tatt ved Høyegga dam. Konsentrasjonen av kobber varierte i intervallet 2,5 – 35,5 µg/l og sinkkonsentrasjonen i intervallet 7,0-61,3 µg/l. Disse nivåer lå klart over forventet bakgrunnskonsentrasjon (se tabell 7) og viste at Glåma ved Høyegga dam var moderat til sterkt påvirket av kobber og lite til moderat påvirket av sink (se figur 8).

Tabell 7. Konsentrasjon av kobber og sink µg/l gitt som middelerdi og variasjonsbredde ved Høyegga i perioden 1996 – 2000. Antatte bakgrunnskonsentrasjoner og kritisk grense "critical limits" for overflatevann i Norge er også gitt (<sup>1)</sup> og <sup>3)</sup> Skjelkvåle et al. 1999, <sup>2)</sup> Naturvårdsverket 2001).

År	Kobber		Sink	
	M.	Var.	M.	Var.
1996	7,7	3,4 – 35,5	17,1	8,7 – 61,3
1997	5,9	3,3 – 10,8	12,4	8,0 – 19,0
1998	7,3	3,8 – 11,7	12,4	7,0 – 24,0
1999	5,5	2,7 – 8,0	17,0	13,0 – 25,0
2000	3,8	2,5 – 6,0	15,0	10,0 – 26,0

Bakgrunnsverdier Norske innsjøer <sup>1)</sup>	0,3	0,2 – 0,7	1,1	0,7 – 3,0
Bakgrunnsverdier Svenske elver <sup>2)</sup>	1,1	0,5 – 2,6	3,4	1,3 – 10,0

"Critical limit" <sup>3)</sup>	3,0	50
--------------------------------	-----	----

Nivåene av **kobber** tilsvarte tilstandsklasse "Markert forurenset" til "Meget sterkt forurenset" i henhold til SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). De høyeste konsentrasjonene av kobber registrerte vi i vårflommen. Større høstflommer bidro også til økt konsentrasjon. Kobberet som transporteres i Glåma/Glomma synes derfor i stor grad å være partikkelbundet. I 1996 ble det i vårflommen målt så høy konsentrasjon at dette kan ha medført biologiske skadeeffekter. Undersøkelser foretatt av NIVA har vist at vi kan få akutte skadeeffekter overfor flora og fauna i øvre del av Glåma når konsentrasjonen av kobber overstiger 30-40 µg Cu/l

(Kjellberg 1991, Kjellberg og Boye 1992, Arnesen 1996, Grande et al. 1996). Dette er i samsvar med erfaringer fra Folla og andre vassdrag (Grande 1966 og 1991, Lithner 1989, Alm et al. 1999, USEPA 1980, Iversen 1998, Iversen et al. 1999). Den "kritiske grense" for kobber i Glåmavassdraget synes dog å ligge betydelig høyere en "critical limit" gitt i tabell 7. Årsaken til dette er sannsynligvis at kobber i stor grad adsorberer og/eller blir chelateret til organisk stoff (bl.a. humus) og/eller suspendert stoff. Herved reduseres tilgangen på frie kobberioner og kobberet blir mindre biotilgjengelig (Spry and Wiener 1991, Playle et al. 1993, Erickson et al. 1996, Petrovic et al. 1999, Richards et al. 2001). Videre tilkommer det forhold at "critical limits" for metaller i stor grad er vurdert ut fra laboratorieforsøk (Skjelkvåle et al. 1999). Her bør vi også nevne at bunndyr som lever i bunnslam som er forurenset av tungmetaller kan bioakkumulere bl.a. kobber i så stor grad at de kan få kroniske skader og misdannelser (Grumiaux et al. 1998, Servia et al. 1998, Martinez et al. 2001). Videre kan bunndyr som bioakkumulert tungmetaller fra bunnsubstrat påføre kroniske skadeeffekter på fisk som benytter disse som føde (Heikens et al. 2001, Moiseenko og Kudryavtseva 2001, Saiki et al. 2001). Om dette er tilfelle i øvre del av Glåma er ikke vurdert. Tidligere NIVA-undersøkelser har dog vist at de til tider høye kopperkonsentrasjoner i Hittervassdraget, Orva, Håelva nedstrøms samløp Hitterelva, Glåma på strekningen samløp med Orva ned til Os og Folla har medført akutt skadeeffekt på begroingsalger, bunndyr og dyreplankton (Grande et al. 1996, Kjellberg og Løvik 1997, Iversen et al. 1999). I Folla er det tilnærmet fisketomt på en ca. 7 km lang strekning nedstrøms Folldal sentrum (pers. med. Ole Nashoug). Det ser derfor ut som om det er kobber som forårsaker/forårsaket de største skadeeffekter på det biologiske mangfold i øvre del av Glåma. Vi bør her likevel nevne at kobber ikke oppkonsentreres (biomagnifiseres) i næringskjeden. Til forskjell fra kvikksølv og thallium minker som regel konsentrasjonen av kobber med økt trofisk nivå (Lithner 1989, Goodyear and McNeill 1999, Mason et al. 2000).

I fisk opphopes (bioakkumuleres) kobber særlig i leveren. Fiskelever kan i enkelte tilfeller ha høyt kobberinnhold, men fiskekjøttet (filet) er lite påvirket (Magne Grande pers. medd, Lithner 1989, Moiseenko and Kudryavtseva 2001). Det skulle derfor ikke være noe fare forbundet med å spise fisk fra Glåma/Glomma p.g.a. innhold av kobber.

De laveste kobberkonsentrasjonene registrerte vi i perioder med lav vannføring på vinteren og sommeren. Da lå som regel konsentrasjonsnivåene i området 2,5 – 5,0 µg Cu/l. Den laveste konsentrasjon som vi registrerte var på 2,5 µg Cu/l.

Ut fra foreliggende materiale ser det ut som om kobberforurensningen har avtatt noe i undersøkelsesperioden. Lengre tidsserier og transportberegninger må likevel til for å kunne verifisere dette.

Kobber må ut fra foreliggende kunnskap betraktes som en miljøgift som til tider kan gi akutte skadeeffekter på flora og fauna i deler av Orvavassdraget, Hittervassdraget, nedre del av Håelva, mellomste del av Folla fra Folldal sentrum til samløp med Grimsa samt i selve Glåma på strekningen fra samløp Orva ned til Os. Muligens medfører også kobberforurensningen kroniske skadeeffekter på fisken langs ikke ubetydelige strekninger i øvre del av Glåma. Det ser også ut som om fisken unnviker elvestrekninger der det til tider er høy konsentrasjon av kobberforbindelser. Mer inngående undersøkelser må likevel til for å kunne verifisere dette. Om det skulle vise seg at kobber også medfører kroniske skadeeffekter på fisk må omfanget av skaden kvantifiseres og kartlegges mer inngående. Det er også viktig at en klarlegger "critical limits" for kopperforbindelser i Glåmavassdraget. Kobbernivået i fiskefilet i Glomma/Glåma fisken er høyst sannsynlig så lavt at dette ikke skulle medføre kostholdsrestriksjoner. Det har så vidt vi vet ikke skjedd akutt fiskedød p.g.a. høye kobberkonsentrasjoner i Glommavassdraget, unntatt et tilfelle i Rødalsbekken i Tynset Kommune i slutten på 1990-tallet. Stor dødelighet av muslinger og snegl har dog blitt observert ved enkelte tilfeller (Rognerud og Kjellberg 1984).

Nivåene av **sink** tilsvarte tilstandsklasse "Moderat forurenset" til "Sterkt forurenset" ifølge SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). De høyeste konsentrasjoner registrerte vi som regel i forbindelse med høy vannføring og da særlig i vårflommen. Sink synes også å være partikkelbundet men ikke i like stor grad som kobber. Sinken er derfor mer mobil og biotilgjengelig jevnført med kobber. Sink er likevel mindre giftig en kobber (EPA 1986, Anon 1987, Lindestrøm 1988, Lithner 1989). Effektgrenser for sink varierer fra 10 til over 1000 µg/l. Blant de mest følsomme organismene er enkelte alger, planktoniske krepsdyr og utviklingsstadier hos fisk (Hylland et al. 1998). Den "kritiske grense" for sink i Glåma/Glomma synes å ligge noe høyere jevnført med den "critical limit" som er gitt i tabell 7. Der det forekommer utsig av sink fra gruveområder har NIVA vist at konsentrasjonen må overstige 80 µg sink/l før en kan registrere nevneverdige skadeeffekter på fisk (Grande 1991). Alle de målte konsentrasjoner ved Høyegga ligger langt under denne grense. I Sveselva, som ligger like ved Grua i Hadeland, var vegetasjon og bunndyr klart påvirket på elvestrekninger med konsentrasjoner i området 250-670 µg sink/l (Hylland et al. 1998). Dette er i samsvar med svenske erfaringer (Statens Naturvårdsverk 1976, Lithner 1989). Laboratorieforsøk utført ved NIVA har vist at konsentrasjoner i området 500-1000 µg Zn/l kan medføre dødelighet overfor yngel av laks (Grande 1966). I likhet med kobber adsorberer og/eller blir sink chelater til organisk stoff (bl.a. humus) og herved reduseres tilgangen på frie sinkioner og sinken blir mindre biotilgjengelig (Spry and Wiener 1991, Petrovic et al. 1999, Richards et al. 2001). Dette kan være en av årsakene til at den "kritiske grense" ligger noe høyere i Glåma/Glomma. Videre påtaler Skjelkvåle et al. (1999) at "critical limits" for metaller i stor grad er vurdert ut fra laboratorieforsøk og derfor ikke alltid er i samsvar med de forhold en finner i naturmiljøet.

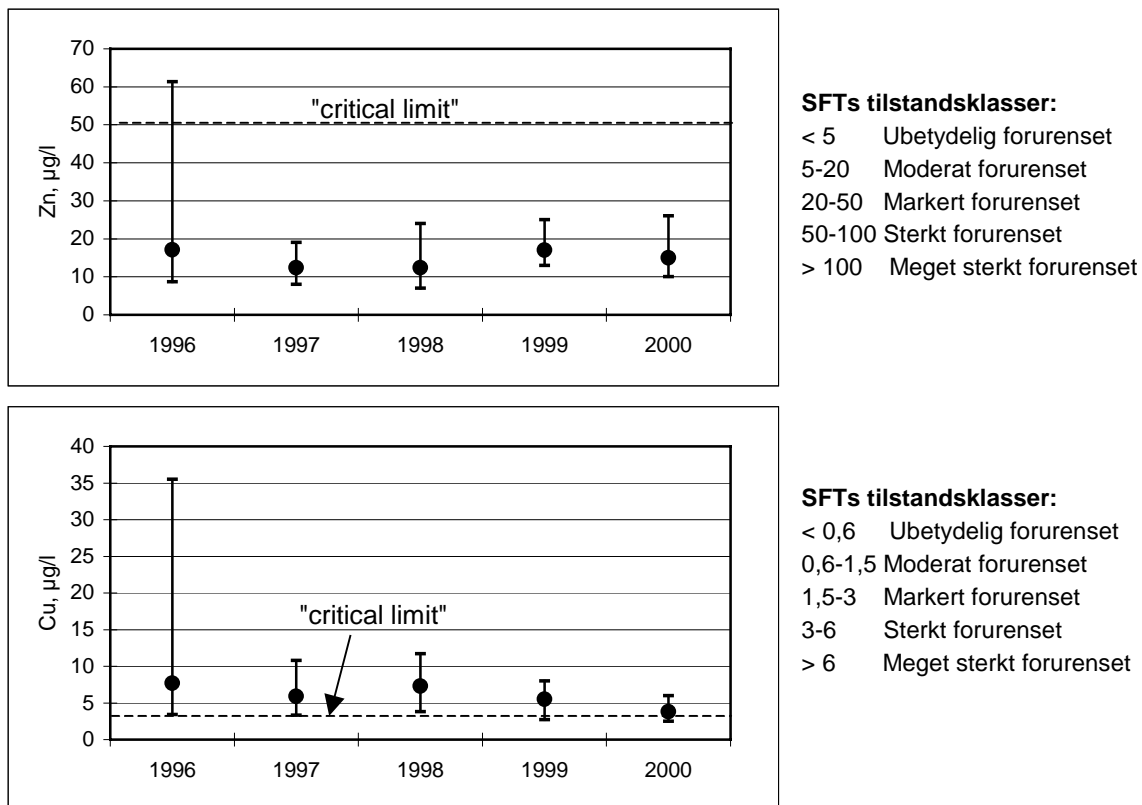
I perioden 1996 – 2000 har vi ved Høyegga dam ikke registrert så høye sinkkonsentrasjoner (> 80 µg Zn/l ) at dette kan ha medført akutte biologiske skadeeffekter. Her bør vi likevel nevne at bunndyr som lever i tungmetallforurenset bunnsлам kan bioakkumulere bl.a. sink i så stor grad at disse kan få kroniske skader og misdannelser (Martinez et al. 2001). Videre kan bunndyr som bioakkumulerer tungmetaller fra bunnssubstrat påføre kroniske skadeeffekter på fisk som benytter disse bunndyr som føde (Heikens et al. 2001, Moiseenko og Kudryavtseva 2001, Saiki et al. 2001). Om dette er tilfelle i øvre del av Glåma, der elva er mest forurenset av gruveforurensning, er ikke vurdert. Undersøkelser utført av NIVA har vist at det til tider kan være så høye sinkkonsentrasjoner i Folla, Orva og i selve Glåma på strekningen fra samløp Orva ned til Os at dette muligens har bidratt til akutt skadeeffekt på begroingsalger, bunndyr og dyreplankton (Grande et al. 1996, Kjellberg og Løvik 1997, Iversen et al. 1999). Fisk er generelt sett mer følsom enn bunnlevende insekter, men fisk synes å kunne unngå områder med høye sinkkonsentrasjoner (Sprague 1964).

I fisk opphopes (bioakkumuleres) sink fremst i nyrer og leveren, men også i noen grad i fiskekjøtt (filet) (Magne Grande pers. med., Lithner 1989, Moiseenko and Kudryavtseva 2001). Sinkkonsentrasjonen i Glåma er likevel ikke så stor at dette skulle utgjøre noen direkte fare for mennesker som spiser fisken. Det skulle derfor ikke være noe fare forbundet med å spise fisk fra Glåma/Glomma p.g.a. sinkinnhold i filet.

De laveste sinkkonsentrasjonene registrerte vi i perioder med lav vannføring på sommeren. Da ble det som regel målt konsentrasjonsnivåer < 10 µg Zn/l. Laveste konsentrasjon som ble registrert var 7,0 µg Zn/l.

Sinkforurensningen ved Høyegga Dam synes ikke å ha endret seg nevneverdig i undersøkelsesperioden. Lengre tidsserier og transportberegninger må dog til for å kunne verifisere dette.

Sink må ut fra foreliggende kunnskap betraktes som en miljøgift som sannsynligvis kan forårsake og/eller samvirke til at det kan oppstå akutte skadeeffekter på flora og fauna i deler av Orvavassdraget, Hittervassdraget, nedre del av Håelva, mellomste del av Folla samt i selve Glåma på strekningen fra samløp Orva ned til Os. Videre er det også mulig at høyt sinkinnhold i bunnsstrat i likhet med eller sammen med kobber kan gi kroniske skadeeffekter på fisk i øvre del av selve Glåma. Mer inngående undersøkelser anbefales for å kunne verifisere dette. Om det skulle vise seg at sink medfører kroniske gifteffekter må omfanget av skadeeffektene vurderes og kartlegges mer inngående. Videre er det ønskelig at "critical limits" (effekt-grenser) for sink blir klarlagt i Glåmavassdraget. Sinknivået i fiskefilet i Glomma/Glåma-fisken er høyst sannsynligvis så lavt at dette ikke skulle medføre kostholdsrestriksjoner. Det har så vidt vi vet ikke inntruffet akutte gifteffekter med fiskedød som følge p.g.a. høye sinkkonsentrasjoner.



**Figur 8.** Konsentrasjoner av kobber og sink gitt som middelverdier og variasjonsbredde ved Høyegga i perioden 1996 – 2000. Norsk "Critical limits" (Skjelkvåle et al. 1999) er også vist.

## 3.2 Øyeren

Rådata for vannkjemi, konsentrasjon av klorofyll-*a* og planteplankton (artssammensetting og biomasse) fra hovedstasjonen (Solbergåsen) i Øyeren er gitt i vedlegg E bak i rapporten. For informasjon om bakgrunnsdata for Øyeren henvises til NIVA-rapp. O-15/64 (Holtan 1970) og NIVA-rapp. Løpenr. 1366 (Aanes et al. 1981).

Tabell 8. Kjemiske analyseresultater fra hovedstasjonen i Øyeren (Solbergåsen) gitt som middelværdier (M.) og variasjonsbredde (Var.) i "vegetasjonsperioden" 1996 – 2000. Middelværdien for klorofyll er gitt for perioden juli – oktober.

År	1996		1997		1998		1999		2000	
	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.	M.	Var.
Fosfor µg tot-P/l	14,1	12,0-17,1	9,5	7,0-15,0	12,0	4,0-21,0	12	7-19	17	5-100
Nitrogen µg tot-N/l	487	420-596	410	330-490	448	360-580	453	350-580	501	350-1140
NO <sub>3</sub> µg/l	245	173-343	201	130-260	233	190-280	236	160-350	251	180-670
Farge mg Pt/l	23	12-37	20,1	8-42	26	15-46	28	15-49	27	18-47
TOC mg C/l	3,9	2,3-6,6	3,5	2,1-5,1	4,0	2,5-6,0	3,6	2,2-5,3	3,8	2,9-6,6
Suspendert stoff mg/l	2,6	1,0-6,0	3,0	1,6-5,8	3,8	2,0-5,8	3,6	1,6-7,6	8,5	1,6-67,0
Tot. klorofyll <i>a</i> µg/l	3,4	1,8-5,1	2,9	1,4-4,6	1,8	0,1-3,5	3,6	1,1-5,9	3,3	1,8-5,1

### 3.2.1 Fosfor

Etter at fosforutslipp fra boliger, industri og punktkilder i jordbruket har blitt kraftig redusert er det nå vannføringen og særlig partikkelinnholdet i Glomma og nordre del av Øyeren (Svellet) som er styrende faktor for fosforkonsentrasjonen i søndre del av Øyeren. Det er god korrelasjon ( $R^2 = 0.952$ ) mellom µg P/l og turbiditet (FTU) i den nedre del av Glomma (Faafeng et al. 1998). I flomperioder når det er stor partikkeltransport øker derfor tilførselen av fosfor og konsentrasjonen i innsjøen stiger. Tørrværsperioder med lav vannføring og lite partikkelinnhold i Glomma/Svellet bidrar til minsket tilførsel og redusert nivå. Mye av den fosfor som nå tilføres Øyeren er således bundet til partikler og herved mindre tilgjengelig for planteplanktonet (Aanes et al. 1981, Rognerud 1989). Vi kan derfor til tider ha høye fosforkonsentrasjoner i Øyeren uten at dette vil medføre algeoppblomstringer (se f.eks. situasjonen i 1995 (Rosseland 2002)). P.g.a. dette kan det bli vanskelig å fastsette noe konkret miljøkvalitetsmål m.h.t. fosforkonsentrasjonen i Øyeren. Muligens kan en fastsette en norm for fosforkonsentrasjonen ved lavvannføring på seinvinter (mars) og/eller i tørrværsperioder på sommeren når det er lite vind og lav vannføring i Glomma.

I sommerperioden i 1996-2000 registrerte vi fosforkonsentrasjoner som varierte i området 4 - 100 µg P/l i søndre del av Øyeren (St. Solbergåsen). De laveste konsentrasjonene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma. I disse perioder fant vi som regel fosforkonsentrasjonen i området 5-10 µg P/l. Sannsynligvis ligger disse konsentrasjoner nær den naturgitte konsentrasjon som foreligger i perioder med lav vannføring. De høyeste fosforkonsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort partikkelinnhold i Øyerens fri vannmasser. Den høyeste konsentrasjonen (100 µg P/l) ble registret i høstflommen i 2000 da det i midten av oktober var like stort fosforinnhold i Øyeren som under storflommen 1995. Ser vi bort fra ekstremåret 2000 så har fosforkonsentrasjonen i Øyeren i undersøkelsesperioden variert i området 4-21 µg P/l og middelkonsentrasjonen i vekstperioden for de ulike år har ligget i området 9,5-14,1 µg P/l. Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "God" til "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997). I 2000 ble middelkonsentrasjonen beregnet til 17 µg P/l.

Sammenligner vi resultatene fra 1996 – 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser (Holtan 1970, Aanes et al. 1981 og 1982, Nicholls 1990, Rosseland 2002) så har fosforkonsentrasjonen hatt en

synkende trend og dette gjelder særlig for perioden 1980-94. I de siste år har den økt noe sannsynligvis som resultat av økt nedbør og vannføring i denne periode. Årsaken til at fosforkonsentrasjonen totalt sett har blitt betraktelig redusert er de forurensningsreducerende tiltak som blitt utført for å begrense utslipp fra punktkilder som boligkloakk, industriutslipp, ensileringsanlegg, melkerom og gjødselkjellere. Redusert bruk av kunstgjødsel og begrenset gjødsling med husdyrgjødsel på frossen mark har også bidratt til å redusere fosfortilførselen til vassdraget.

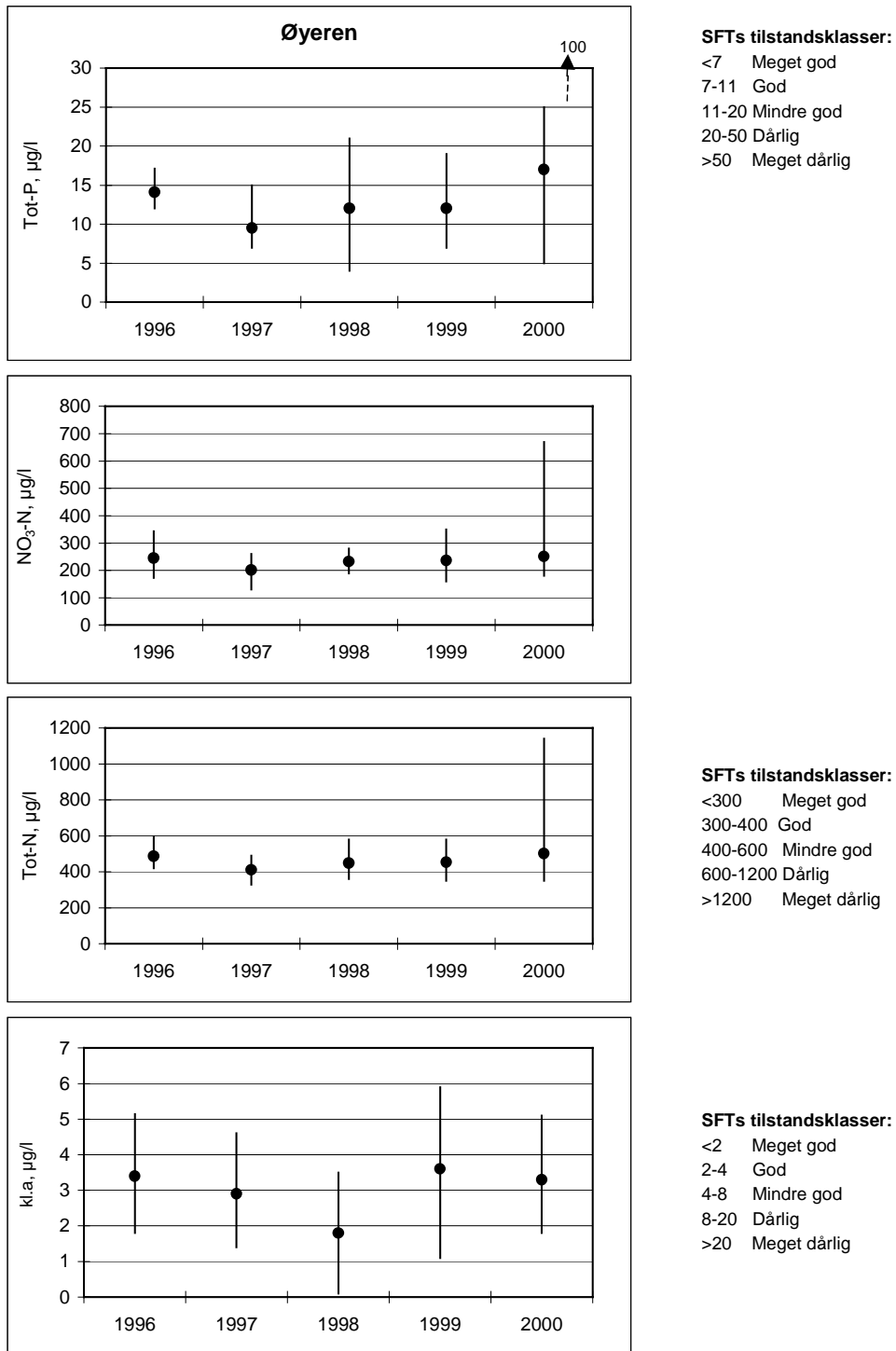
### 3.2.2 Nitrogen

Ved siden av den naturgitte tilførselen av nitrogen tilføres Øyeren i dag nitrogenforbindelser fra menneskelige aktiviteter som utslipp fra kommunale renselanlegg, utsig fra separatanlegg i spredt bebyggelse, rensed industriavløp, luftforurensning og jordbruksaktiviteter. Den største enkeltkilden er i dag høyst sannsynlig lekkasje fra landbruksarealer og den største tilførselen kommer via Glomma. Her kommer en stor del fra Mjøsområdet via Vorma. Vi kan også regne med at det til tider kommer betydelige mengder nitrogen fra landbruksområdene i Øyerens nærområder (Faafeng et al. 1998). Til forskjell fra fosfor så er innholdet av nitrogen ikke like godt korrelert til partikkelforekomsten og nitrogenet er derfor ikke i like stor grad styrt av flomaktiviteten i Glomma (Faafeng et al. 1998). Vannføringen i Glomma har likevel stor betydning for nitrogenkonsentrasjonen i Øyeren og de høyeste konsentrasjoner finner vi som regel i flomperioder.

Da det normalt er betydelige variasjoner i nitrogenkonsentrasjonen i Øyerens frie vannmasser gjennom året og også fra år til år, kan det bli vanskelig å fastsette noe konkret miljøkvalitetsmål m.h.t. nitrogenkonsentrasjonen i Øyeren. Muligens kan en fastsette en norm for konsentrasjonen ved lavvannføring på seinvinter (mars). Miljømålet bør likevel være koblet til tålegrensa for "god status" i Ytre Oslofjord. Det er viktig at nitrogenkonsentrasjonen blir mest mulig redusert i Glommavassdraget med tanke på at Norge er forpliktet til å begrense transporten av nitrogenforbindelser til Nordsjøen (Nordsjøavtalen). Dagens til dels høye konsentrasjoner i Øyeren vil dog ikke medføre direkte skadeeffekter i selve innsjøen eller i vassdraget nedstrøms. Muligens kan stor tilgang på nitrat påvirke artssammensetningen av planteplanktonet og øke forekomsten av den høyere vegetasjonen men neppe i så stor grad at dette vil medføre noen større problemer.

I sommerperioden i 1996-2000 registrerte vi nitrogenkonsentrasjoner som for totalnitrogen varierte i området 350 - 1140  $\mu\text{g N/l}$  og for nitrat i området 130 - 670  $\mu\text{g N/l}$  i søndre del av Øyeren (St. Solbergåsen). De laveste konsentrasjonene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det var lite lekkasje fra landbruksområder samt også lav vannføring i Glomma. I disse perioder, da det sannsynligvis også var stort forbruk av nitrat grunnet planteproduksjon, fant vi som regel konsentrasjoner av totalnitrogen i området 330 - 480  $\mu\text{g N/l}$  og av nitrat i området 170 - 260  $\mu\text{g N/l}$ . De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder og i nedbørrike perioder vår og høst. De høyeste konsentrasjonen av nitrogen (1140  $\mu\text{g Tot-N/l}$  og 670  $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ ) ble registret under høstflommen i 2000. Ser vi bort fra ekstremåret 2000 så har konsentrasjonen av totalnitrogen og nitrat i undersøkelsesperioden variert i området 330 - 596  $\mu\text{g Tot-N/l}$  respektive 173 - 350  $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ . Middelkonsentrasjonene i vekstsesongen for de ulike år har ligget i området 410 - 487  $\mu\text{g Tot-N/l}$  respektive 201 - 245  $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ . Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997). I 2000 da det var ekstremt mye regn og ekstremt stor høstflom ble den midlere konsentrasjonen beregnet til 501  $\mu\text{g Tot-N/l}$  respektive 251  $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ .

Jevnfører vi resultatene fra 1996 - 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser (Holtan 1970, Aanes et al. 1981 og 1982, Nicholls 1990, Rosseland 2002) så har det ikke skjedd noen større forandringer. Indikasjon på at konsentrasjonen økt noe i perioden 1980-2000 foreligger likevel (Rosseland 2002). En kan ikke forvente at det har skjedd noen større forandringer ettersom det ikke har skjedd noen store forandringer for de viktigste menneskelige kildene som er luftbåren nitrogentilførsel og lekkasje fra dyrket mark.



**Figur 9.** Middelerverdi og variasjonsbredde for totalfosfor, totalnitrogen, nitrat og total klorofyll-a ved hovedstasjonen (Solbergåsen) i Øyeren i "vegetasjonsperioden" 1996 - 2000. Grenser (gjelder middelerverdi) for tilstandsklasser i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier er vist for totalfosfor, totalnitrogen og klorofyll. Klorofyll er omtalt på side 42.

### 3.2.3 Total organisk karbon

Ved siden av den naturgitte tilførselen av organisk karbon i humusstoffer særlig fra skog- og myrområder tilføres Øyeren i dag organisk stoff fra menneskelige aktiviteter som utslipp fra kommunale renseanlegg, utslipp fra separatanlegg i spredt bebyggelse, rensed industriavløp, utslipp fra elder søppelplasser, barkfyllinger og jordbruksaktiviteter. Den største enkeltkilden er sannsynligvis den naturgitte tilførselen av humusstoffer som kommer via Glomma. Vannføringen og særlig flomaktiviteten i Glomma vil derfor ha stor betydning for TOC-konsentrasjonen i Øyeren.

I sommerperioden i 1996-2000 registrerte vi TOC-konsentrasjoner som varierte i området 2,1-6,6 mg C/l i søndre del av Øyeren (St. Solbergåsen). De laveste konsentrasjonene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma. I disse perioder fant vi som regel konsentrasjoner i området 2,2-5,5 mg C/l. De høyeste TOC-konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort partikkelinnhold i Øyerens fri vannmasser. De høyeste konsentrasjonen (6,6 mg C/l) ble registret i høstflommene i 1996 og 2000. Middelkonsentrasjonen i vekstperioden for de ulike år har ligget i området 3,5-4,0 mg C/l. Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997). Det organisk karboninnhold har generelt sett variert lite til tross for den varierte vannføringen som Øyeren er utsatt for. Faafeng et al. (1998) har også påvist at konsentrasjonen av organisk karbon i nedre del av Glomma var lite påvirket av flomvannføring. Flommer medfører likevel økt og stor transport av organisk stoff. Sannsynligvis ligger det registrerte konsentrasjonsnivået av TOC nær forventet naturtilstand.

Jevnfører vi resultatene fra 1996-2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser (Rosseland 2002) så har det ikke skjedd noen større forandringer i konsentrasjonen av organisk karbon. TOC-konsentrasjonen viser således ingen klar utvikling i tid. Dette er heller ikke å vente da tilførselen av humusforbindelser som er hovedkilden til stor grad blir styrt av naturgitte forhold.

### 3.2.4 Suspendert stoff

Suspendert stoff i Øyeren kan bestå både av uorganiske partikler og organiske partikler. Som regel er det uorganiske partikler (silt og leire) som tilføres i våravsmeltingen, i nedbørsrike perioder og særlig i flomperioder som bidrar til stort partikkelinnhold og høyt innhold av suspendert stoff i Øyerens frie vannmasser. Årsaken til at det til tider er stor partikkeltransport i Glomma men også i Leira og Nitelva er at elvene i den nedre del renner gjennom områder med marine avsetninger med mye finpartikler som lett eroderes og tilføres vassdragene. Partikkelinnholdet og fluktusjonene i Øyeren er derfor i hovedsak styrt av naturgitte forhold, men partikkelavrenning fra dyrket mark er sannsynligvis også til tider en ikke ubetydelig kilde. Partikkelavrenning fra veier kan ha betydning i mindre tilrennende vassdrag men vil ikke i noen større grad påvirke de større vassdrag inklusive Øyeren.

I sommerperioden i 1996-2000 registrerte vi konsentrasjoner av suspendert stoff som varierte i området 1,0-67,0 mg/l i søndre del av Øyeren (St. Solbergåsen). De laveste konsentrasjonene ble målt i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma, Leira og Nitelva. I disse perioder fant vi som regel konsentrasjoner av suspendert stoff i området 1,0-2,2 mg/l. Sannsynligvis ligger disse konsentrasjoner nær den naturgitte konsentrasjon som foreligger i perioder med lav vannføring. De høyeste konsentrasjonene registrerte vi i flomperioder da det var stort partikkelinnhold i Øyerens frie vannmasser. Den høyeste konsentrasjonen (67,0 mg/l) ble registret under høstflommen i 2000 da det i midten av oktober var nesten like stort partikkelinnhold i søndre del av Øyeren som i storflommen 1995. Ser vi bort fra ekstremåret 2000 så har partikkelkonsentrasjonen i undersøkelsesperioden variert i området 1,0 – 7,6 mg/l og middelkonsentrasjonen i vekstperioden for de ulike år har ligget i området 2,6 – 3,8 mg/l. Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997). I 2000 ble middelkonsentrasjonen beregnet til 8,5 mg/l tilsvarende tilstandsklasse "Dårlig".



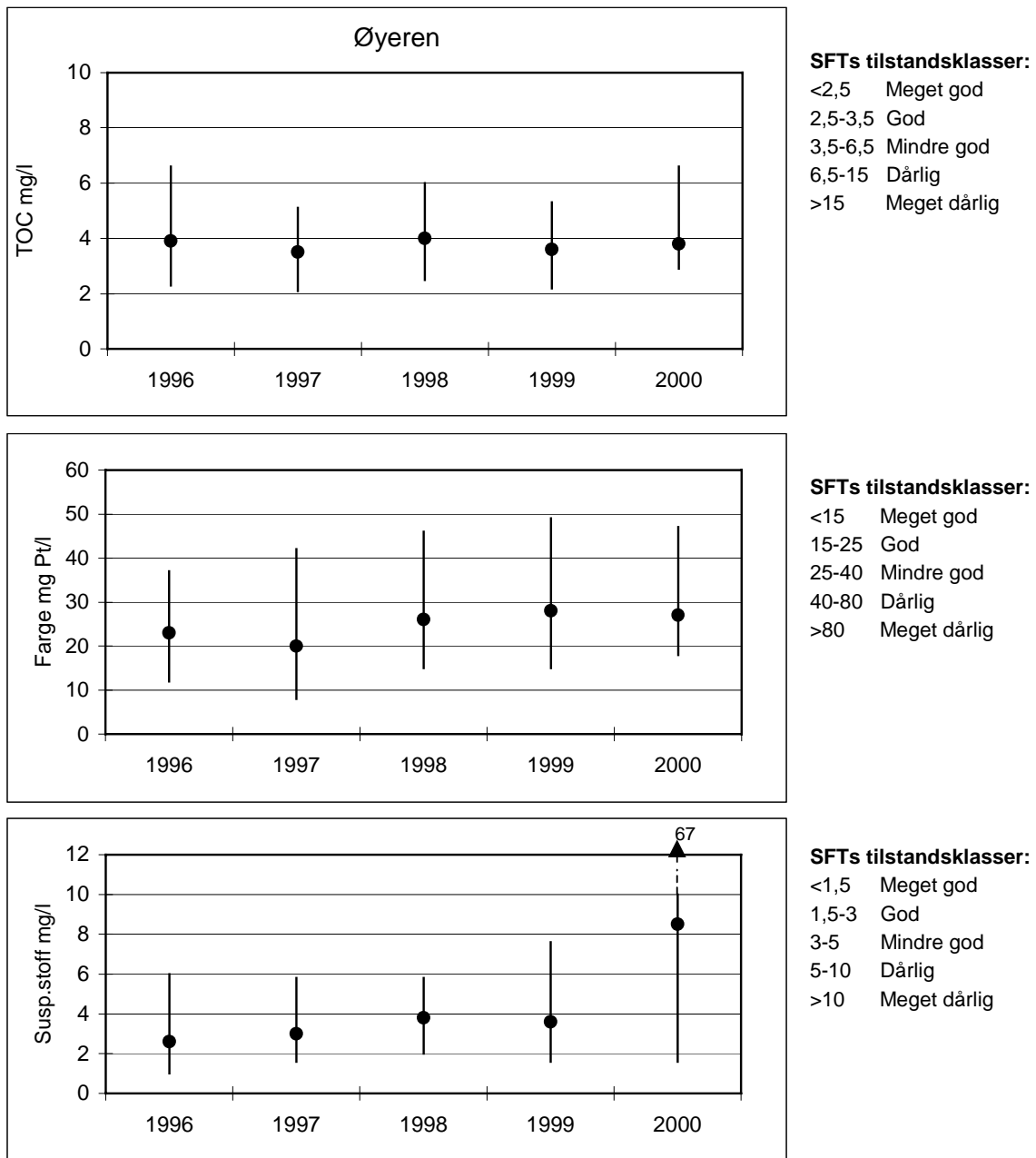
Jevnfører vi resultatene fra 1996 – 2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser (Nicholls 1990, Rosseland 2002) så har det ikke skjedd noen større forandringer når det gjelder partikkelinnholdet i Øyerens frie vannmasser. Partikkelpåvirkningen viser således ingen klar utvikling i tid. Dette kan vi heller ikke vente da tilførselen av humus og uorganiske partikler i hovedsak er styrt av de naturgitte forhold, samt at det sannsynligvis ikke har blitt noen direkte reduksjon av transport av erosjonsmateriale fra dyrket mark.

### **3.2.5 Fargetall**

Vannfargen i Øyerens frie vannmasser er først og fremst styrt av tilførselen av humusforbindelser via Glomma . Da det er stor tilførsel av silt og leire vil dette også i noen grad kunne påvirke vannfargen. Generelt sett er likevel fargetallet lite korrelert til innhold av partikler. I flomperioder og i nedbørsrike perioder i sommerhalvåret vil det fra et flertal av sidevassdragene til Glomma tilføres humusforbindelser (brunt vann) til hovedvassdraget. Vannfargen og dess fluktuasjoner i Glomma og Øyeren vil derfor i stor grad være styrt av de naturgitte forhold. Skogsgrøfting og flatehogst kan muligens bidra til økt tilførsel av humus. Videre vil en klimaforandring kunne gi økt lekkasje av humus (Carignan and Steedman 2000, Buttle and Metcalfe 2000).

I sommerperioden i 1996-2000 registrerte vi fargetall som varierte i området 8 - 49 mg Pt/l i søndre del av Øyeren (St. Solbergåsen). Dvs. at de frie vannmasser i Øyeren fluktuerte fra å være noe påvirket av humus til moderat påvirket. I flomperioder kan Øyeren betegnes som markert humuspåvirket (vurderingsnorm se Bækken et al. 1999). De laveste fargetall registrerte vi i forbindelse med lengre tørrværsperioder da det også var lav vannføring i Glomma. I disse perioder fant vi som regel fargetall i området 13-28 mg Pt/l. Sannsynligvis ligger disse fargetall nær forventet naturtilstand i perioder med lav vannføring. De høyeste fargetallene registrerte vi i flomperioder da det var stort humus- og partikkelinnhold i Øyerens frie vannmasser. Det høyeste fargetall (49 mg Pt/l) ble registret i vårflommen i 1999. I høstflommen 2000 var det også høy vannfarge. Middel fargetall i vekstperioden for de ulike år har ligget i området 20-27 mg Pt/l. Dette skulle tilsvare tilstandsklasse "Meget God" til "Mindre God" i henhold til SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (Andersen et al. 1997).

Jevnfører vi resultatene fra 1996-2000 med resultatene fra tidligere undersøkelser (Holtan 1970, Aanes et al. 1981 og 1982, Rosseland 2002) så har det ikke skjedd noen større forandringer når det gjelder vannfarge og variasjon i fargetall i Øyerens frie vannmasser. Fargetallet viser således ingen klar utvikling i tid. Dette er heller ikke å vente da tilførselen av humusstoffer i hovedsak er styrt av de naturgitte forhold, og i liten grad blir påvirket av menneskelige aktiviteter.



**Figur 10.** Middelerverdier og variasjonsbredde for organisk stoff (TOC), suspendert stoff (partikler) og fargetall ved hovedstasjonen (Solbergåsen) i Øyeren i "vegetasjonsperioden" 1996-2000. Grenser (gjelder middelerverdier) for tilstandsklasser i henhold til SFT's vannkvalitetskriterier er vist for de ulike parametre.

### 3.2.6 Klorofyll

Variasjonene i klorofyllkonsentrasjonen gjennom vegetasjonsperioden viser i grove trekk variasjonene i planteplanktonets totale biomasse i en vannforekomst og kan derfor benyttes som en indikasjon på utviklingen av algemengden. Registrering av klorofyll supplerer derfor de kvantitative og mye dyrere planteplanktonanalysene (Brettum i Aanes et al. 1981). Vi må likevel ha det klart at mengde klorofyll pr. volumenhets/biomasse alger varierer til dels sterkt i de ulike algegrupper og også innen samme algegruppe til ulike tider av året. Dette gjelder særlig kiselalgene som har relativt mindre klorofyllinnhold pr. volum-enhet alge enn arter innenfor de fleste andre algegruppene (Brettum i Aanes et al. 1981, Eva Willen pers. med.). Videre kan innholdet av klorofyll hos mange alger variere med lystilgang og tilgang på næring (Longhurst and Harrison 1989, Marisol and Catalan 2000).

Det foreligger flere klassifikasjonssystemer som viser hvilke konsentrasjoner av total klorofyll-a vi som regel finner i ulike innsjøtyper i forhold til næringsstatus (trofinivå). Videre har SFT utarbeidet vurderingsnormer/tilstandsklasser for klassifisering av miljøkvalitet (Andersen et al. 1997). Nedenfor har vi vist en vurderingsnorm som er utarbeidet av Nürnberg (1966) videre norm for norske innsjøer (Faafeng 1991) samt den norm som har blitt brukt for Mjøsa (Kjellberg 1982, Kjellberg 2000). I Kjellbergs norm er det justert for kiselalger da disse har stor betydning i Mjøsa. klorofyllkonsentrasjonen er gitt som  $\text{mg/m}^3 = \mu\text{g/l}$ . Generelt kan vi nevne at klorofyll-a konsentrasjonene i Øyerens søndre del ikke i større grad bør overstige  $4 \mu\text{g/l}$ . Vi har da gått ut fra at det er ønskelig at Øyeren skal ha et oligotroft preg, dvs være en næringsfattig innsjø i nært samsvar med de naturgitte forhold. Naturgitt tilstand er likevel vanskelig å estimere i en innsjø under marin grense.

	Nürnberg	Faafeng et al.	Kjellberg.
Ultra oligotrof tilstand	ikke vurdert	ikke vurdert	< 2
Oligotrof tilstand	< 3,5	< 4	< 4
Mesotrof tilstand	3,5 – 9	4 - 12	2 - 15
Eutrof tilstand	9 – 25	> 12	5 - 35
Hypereutrof tilstand	> 25	ikke vurdert	20 – 500

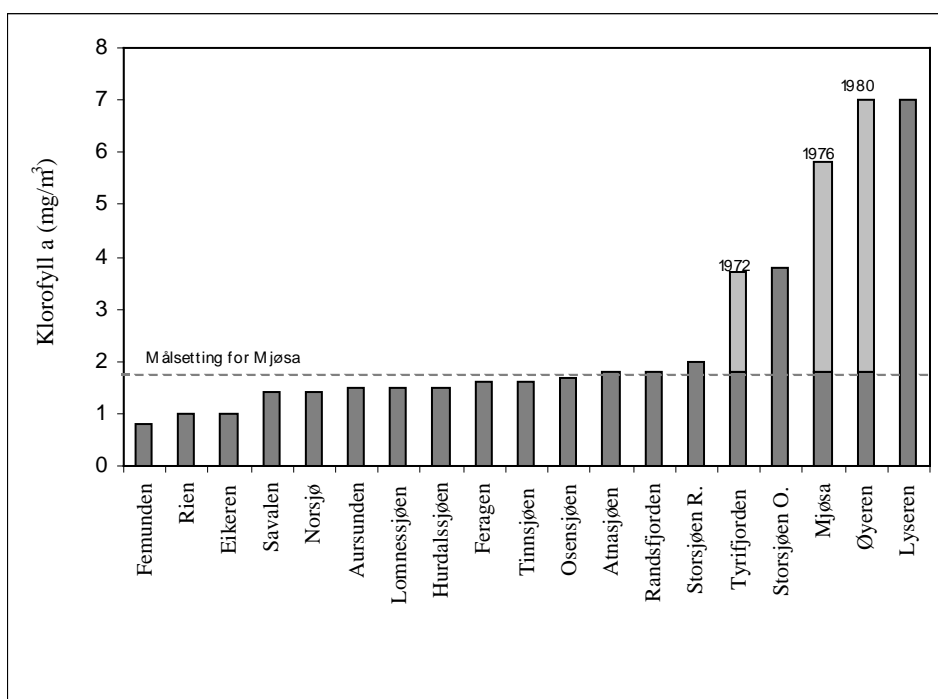
Variasjonsbredde og middelvei for de klorofyll-a-konsentrasjonene som ble registrert i Øyerens øvre vannmasser i perioden 1996 - 2000 er gitt i figur 9 (side 38). I vegetasjonsperioden har konsentrasjonen i disse årene variert i området  $0,1 - 5,9 \mu\text{g/l}$ . De registrerte maksimalverdier i de ulike år har ligget i området  $3,5 - 5,9 \mu\text{g/l}$  og midlere konsentrasjon i området  $1,1 - 3,6 \mu\text{g/l}$ . Lavest middelkonsentrasjon (dvs. minst planteplanktonbiomasse) var det i 1998, og høyest middelkonsentrasjon (mest alger) var det i 1996 og 1999. I disse årene var det på sensommer og høst relativt sett stor forekomst av den storvokste stavformete kiselalgen *Tabellaria fenestrata* ( se kap.3.2.7).

En sammenligning med gitte vurderingsnormer og registrerte forhold i noen utvalgte store dype østnorske innsjøer (figur 11) viste at klorofyllkonsentrasjonen i Øyerens søndre del (Solbergåsen) i vegetasjonsperioden i 1996 – 2000 har vært relativt lav, og i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) og middels næringsrike eller noe næringsaltpåvirkede (mesotrofe/begynnende eutrofe) innsjøer. I 1998 og til dels også i 2000 har klorofyllkonsentrasjonen sannsynligvis vært nær forventet naturtilstand.

I følge SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann så tilsvarte registrerte sesongmiddelveidier klasse II "God", og vannet i Øyeren var med hensyn til klorofyllinnholdet (dvs. planteplanktonbiomassen) stort sett godt egnet i forhold til foreliggende brukerinteresser. I

undersøkelsesperioden har det således stort sett vært akseptabel vannkvalitet i Øyeren i forhold til innholdet av klorofyll, dvs mengde planteplankton.

Sammenligner vi resultatene fra perioden 1996 - 2000 med tidligere registreringer av klorofyll-konsentrasjonen i Øyerenes søndre del (Holtan 1970, ANØ 1980, Aanes et al. 1981 og 82, Rosseland 2002) så har konsentrasjonen (dvs. forekomsten av planteplankton) blitt betydelig redusert. Tidligere (perioden 1977-1988) ble det registrert maksimale konsentrasjoner på opp mot 12 µg/l tilsvarende mesotrof til eutrof tilstand og vannkvalitetsklasse IV "Dårlig" i følge SFT's klassifikasjonssystem for miljøkvalitet i ferskvann. Øyeren hadde da periodevis så stor algeforekomst at vannet i følge SFT's klassifisering var mindre egnet til fritidsfiske og jordvanning og ikke egnet til friluftsbad/rekreasjon eller som råvann til drikkevann.



**Figur 11.** Beregnet midlere klorofyllkonsentrasjon i produksjonssesongen i noen utvalgte østnorske innsjøer (sorte søyler). Laveste nivå i Tyrifjorden, Mjøsa og Øyeren er fra år 2000, 2000 og 1998. Høyest konsentrasjon ble her målt i 1972, 1976 og 1980 (grå søyler).

### 3.2.7 Planteplankton

Mengden av planteplankton i Øyeren har blitt sterkt redusert etter 1988, og Øyeren hadde i perioden 1999-2000 akseptabel til nær akseptabel algemengde og algesammensetning. Dette som en følge av redusert fosfortilførsel til Øyeren samt redusert transport av planteplankton fra Mjøsa i den samme periode.

Planteplankton består av små, fritt- og kolonilevende alger og cyanobakterier (blågrønnalger) som vanligvis reagerer meget raskt (innen få døgn) på miljøendringer i vannmassene fordi mange arter har forholdsvis snevre toleransegrenser med hensyn til flere miljøfaktorer. Små forandringer i tilført mengde næringsstoffer vil oftest gi klare og raske endringer i planteplanktonsamfunnet særlig m.h.t. biomasse (oppblomstringer) og dominansforhold, men også m.h.t. artssammensetning (Hørnstrøm 1981, Reynolds 1984, Brettum 1989, Edler et al. 1995, Smith et al. 1999, Willen 2000). Ved økt

tilgang på næringssalter særlig fosfor øker som regel biomassen og her foreligger planteplanktonøkologiske terskelkonsentrasjoner der det raskt kan skje store forandringer om disse overskrides (Christian et al. 1988, Edler et al. 1995, Willen 2000, Dokulil and Teubner 2000). Markerte oppblomstringer av storvokste kiselalger, fureflagellaten *Ceratium* og blågrønnalgen *Planktothrix* og *Aphanizomenon* er gode eksempel på dette. Oppblomstringene av storvokste kiselalger og tidligere oppblomstringer av blågrønnalger i Mjøsa og Øyeren er her gode eksempel (se også figur 11). Videre får vi over tid økt forekomst og dominans av til dels nye og mer næringsaltkrevende arter og grupper ved økende næringssaltkonsentrasjon i vannmassene, bla. av alger som danner vannblomst samt kan være giftproduserende (Willen 2000, Smith et al. 1999). Er tilførselen av fosfor stor får vi markert økt biomasse og som regel en tydelig forandring av planteplanktonsamfunnet til et samfunn som ofte er dominert av en eller noen få arter til enhver tid, og det er ofte mer næringsaltkrevende cyanobakterier (blågrønnalger) som da utvikler masseforekomst og vannblomst (Christian et al. 1988, Smith et al. 1999, Dokulil and Teubner 2000 ).

Planteplanktonets artssammensetting (biodiversitet), biomasse og utvikling over vekstsesongen gir oss derfor en god og konkret informasjon om næringsstatus (trofigrad) i søndre del av Øyeren.

Planteplanktonets biodiversitet og biomasse er nøkkelparametre i denne forbindelse (Reynolds 1984, Harris 1986). Det vil alltid være naturgitte år til år variasjoner i planteplanktonsamfunnet i en innsjø bl.a. på grunn av meteorologiske og hydrologiske forskjeller. Dette gjelder særlig i en innsjø som har så kort oppholdstid samt er så flompåvirket som Øyeren. Teoretisk oppholdstid for Øyeren er på ca. 20 døgn, men vil dokk variere mye år fra år. Videre nevner Holtan (1970) at om en forutsetter at gjennomstrømningen foregår i det øverste 20 meters sjiktet under stagnasjonsperiodene, vil vannets oppholdstid bli ca. 17 og 8 døgn når Glommas vannføring er henholdsvis 500 m<sup>3</sup>/sek og 1000 m<sup>3</sup>/sek. Glommen og Laagens Brukseierforening (GLB) har beregnet at midlere vannføring var 760 m<sup>3</sup>/sek og midlere oppholdstid 13,5 døgn om en tar utgangspunkt i de siste 15 år (pers. med. Jon Arne Eie). Maksimal vannføring oppstår vanligvis i forbindelse med vårflommen (snøsmeltingen) i mai/juni. Store nedbørmengder utover sommeren og høsten kan også gi stor vannføring. Gjennomstrømningen gjør seg om sommeren gjeldende ned til 20 – 30 meters dyp og sprangsjiktet er således lite utpreget (Holtan 1970). Oven nevnte forhold har vi tatt hensyn til ved vurderingen av forekomsten av planteplanktonet i Øyeren i perioden 1996 – 2000.

Normalt er algeforekomsten i de frie vannmasser i en innsjø særlig styrt av:

- Vanntemperaturen som påvirker sirkulasjonsforholdene og dermed lysklima. Økt temperatur vil også gi økt veksthastighet (Reynolds 1984).
- Tilgang på næringssalter og da særlig av biotilgjengelig fosfor (Holtan et. al. 1975, Kjellberg 1982, Berge og Källqvist 1988). Fosfor er det næringssalt som vanligvis har størst betydning for algeveksten i våre vassdrag da tilgangen på fosfor som regel er minimumsfaktor for algeproduksjonen i ferskvann (Schindler 1971 og 1978, Reynolds 1984, Faafeng et al. 1991).

For Øyeren tilkommer følgende faktorer som viktige styrende elementer:

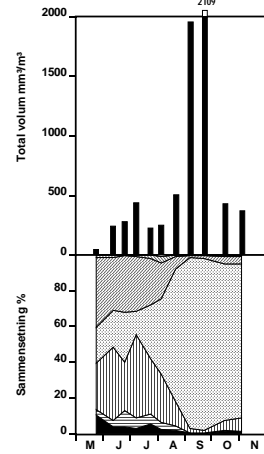
- Innhold av suspendert stoff. Øyeren vil i hele sommerhalvåret være mer eller mindre påvirket av humus og leirpartikler. Stor partikkeltetthet (turbiditet) og stort innhold av løste organiske forbindelser (humus) vil redusere lystilgangen (Aanes et al. 1982) og stort innhold av humus og leirpartikler vil også kunne absorbere fosfor og gjøre den mindre biotilgjengelig (Aanes et al. 1981, Rognerud 1989). Videre vokser de storvokste pennate kiselalgene dårlig i leirgrumsig vann (Pål Brettum ved NIVA pers med.).
- Flomaktiviteten i Glomma er til tider en viktig faktor da minsket oppholdstid og stort innhold av suspenderte partikler (høy turbiditet) i flomperioder vil redusere mulighetene for Øyerens egenproduksjonen av storvokste kiselalger og blågrønnalger. Dette er i samsvar med hva en har funnet i andre flompåvirkede innsjøer (Christian et al. 1988).

og ikke minst:

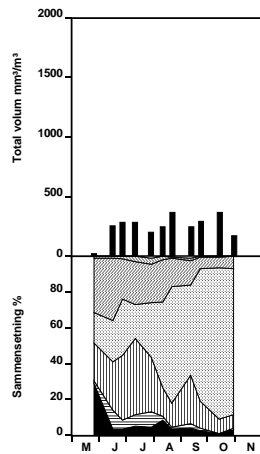
- Mengde og artssammensetting av planteplankton i Mjøsa. Da det er stor forekomst av storvokste kiselalger og blågrønnalgen *Tychonema bourrellyi* i Mjøsa tilføres disse alger nedenforliggende vassdrag og påvirker i betydelig grad Vormå og nedre del av Glomma inklusive planteplanktonet i Øyeren (Skulberg 1970, Lindstrøm et al. 1973, Holtan 1977, Torodd Hauger pers. med.) (se også figur 11). Ved å ta ut planteplanktonprøver (håvtrekk) fra sydenden av Mjøsa, Glomma ved Fetsund og Øyeren sommeren 1967 har Skulberg (1970) vist at planteplanktonet i Øyeren når det gjelder artssammensetting, var temmelig lik det han fant i Mjøsa og på elvestrekningen mellom Mjøsa og Øyeren.

Videre tilkommer modifierende faktorer som meteorologiske forhold, vannføring og partikkeltransport i Leira og Nitelva, generell vannkvalitet, og til dels biologiske forhold m.v.

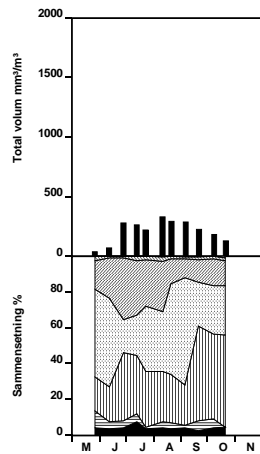
Mjøsa (stasjon Skreia) 1996



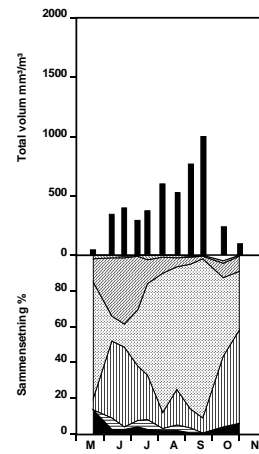
Mjøsa (stasjon Skreia) 1997



Mjøsa (stasjon Skreia) 1998



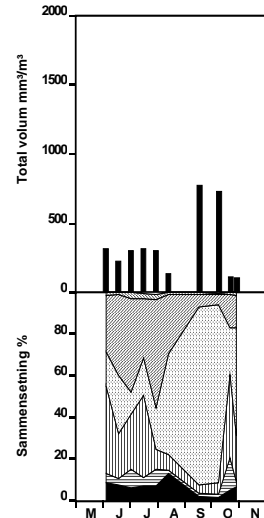
Mjøsa (stasjon Skreia) 1999



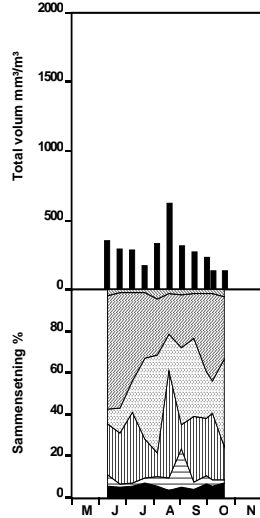
TEGNFORKLARING :

- Cyanophyceae (Blågrønnalger)
- Chlorophyceae (Grønnalger)
- Chrysophyceae (Gullalger)
- Bacillariophyceae (Kiselalger)
- Cryptophyceae (Sveglflagellater)
- Dinophyceae (Fureflagellater)
- Euglenophyceae (Øyealger)
- My-alger

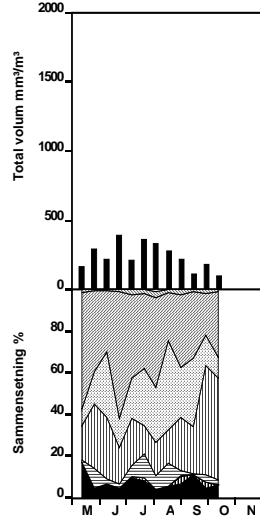
Øyeren (stasjon 1) 1996



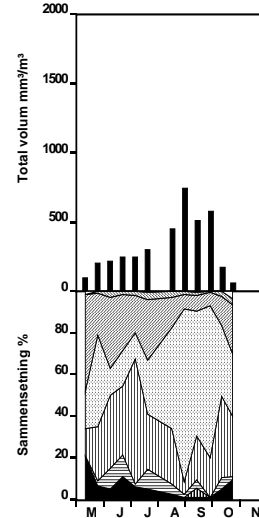
Øyeren (stasjon 1) 1997



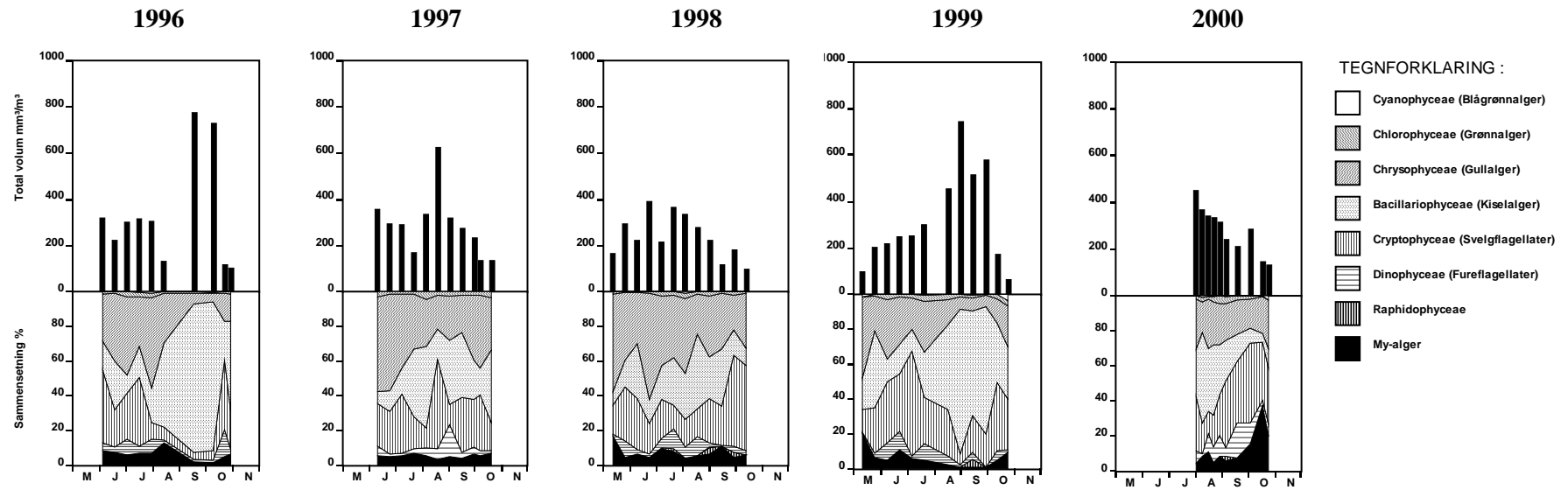
Øyeren (stasjon 1) 1998



Øyeren (stasjon 1) 1999



**Figur 12.** Når det er rik forekomst av kiselalger i Mjøsa transporteres disse ned til Øyeren der de setter sitt preg på planktonsamfunnet. Sommeren 1996 og 99 er eksempel på dette. Ved lav algeforekomsten i Mjøsa (1997 og 1998), utvikler Øyeren et mer egenprodusert algesamfunn.



**Figur 13.** Planteplankton i Øyeren. Variasjon i totalvolum og prosentvis andel av de viktigste algegruppene i perioden 1996-2000. Prøvene er tatt på hovedstasjonen ved Solbergåsen. Verdiene er gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>=mg/m<sup>3</sup> våtvekt.



*Artssammensetning (Biodiversitet).*

Planteplanktonsamfunnet i Øyerens søndre del var i vegetasjonsperioden i 1996 - 2000 dominert av gullalger, svelgflagellater og til tider (høsten 1996 og 1999) også av storvokste stavformete kiselalger. Størst forekomst av kiselalger var det i perioder da det også var stor forekomst av disse i Mjøsa. Fureflagellater og My-alger var også vanlig forekommende i hele vegetasjonsperioden, mens det var liten forekomst av blågrønnalger og grønnalger.

Unntatt de perioder da det var stor forekomst av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* var planteplanktonsamfunnet stort sett dominert av små raskvoksende "monader" tilhørende algegruppene gullalger og svelgflagellater som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer. I disse perioder indikerte algesamfunnet klart oligotrofe forhold (se Rosen 1981, Brettum 1989 samt Tikkanen og Willen 1992). Mer næringsaltkrevende arter ble også registrert men disse forekom bare i mindre mengder, og hadde begrenset betydelse for biomassen. Eksempel på disse var blågrønnalgene *Anabaena solitaria f. planctonica* og *Woronichinia naegelian* grønnalgene *Scenedesmus armatus*, *S. quadricauda* og *Pandorina morum* gullalgene *Dinobryon bavaricum*, *D. sociale*, *Mallomonas reginae* og *Synura sp.* kiselalgene *Aulacoseria italica v. tenuissima*, *Diatoma tenuis*, *Fragilaria crotonensis*, *Nitzschia sp.*, *Stephanodiscus hantzchii* og *Tabellaria flocculosa* samt fureflagellaten *Ceratium hirundinella* ( se Rott 1984, Brettum 1989 samt Tikkanen og Willen 1992 ). Totalt ble det i perioden 1996 - 2000 registrert ca. 200 algetaxa (arter og grupper). Den gruppe som hadde flest arter var gullalgene. Det bør likevel påpekes at vi ikke har artsbestemt gruppen My-alger, som sannsynligvis er en meget artsrik gruppe. De algearter og grupper som hatt mengdemessig betydning (gitt bidrag til biomassen) i søndre del av Øyeren i perioden 1996 - 2000 var:

<p><u>Blågrønnalger/ Cyanobakterier (Cyanophyceae).</u>  <i>Anabaena lemmermannii</i>  <i>Anabaena solitaria f. planctonica</i>  <i>Planktothrix agardhii</i>  <i>Woronichinia naegelian</i></p>	<p><u>Gullalger (Chrysophyceae).</u>  <i>Aulomonas purdyi</i>  <i>Bitrichia chodatii</i>  <i>Chrysidiastrum catenatum</i>  <i>Chrysochromulina parva</i>  <i>Chrysolykos planctonicus</i>  <i>Chrysolykos skujai</i>  <i>Craspedomonader</i>  <i>Desmarella moniliformis</i>  <i>Dinobryon bavaricum</i>  <i>D. borgei</i>  <i>D. crenulatum</i>  <i>D. divergens</i>  <i>D. sertularia</i>  <i>D. sociale</i>  <i>D. sociale v. americanum</i>  <i>Kephyrion sp.</i>  <i>Mallomonas acaroides</i>  <i>M. akrokomos v. parvula</i>  <i>M. caudata</i>  <i>M. crassisquama</i>  <i>M. reginae</i>  <i>M. tonsurlata</i>  <i>M. punctifera</i>  <i>Malomonas spp.</i>  <i>Ochromonas sp.</i>                      Små chrysomonader (&lt; 7)  <i>Spiniferamonas bourellyi</i>  <i>Stalexomonas dichotoma</i></p>
<p><u>Grønnalger (Chlorophyceae).</u>  <i>Carteria sp.</i>  <i>Chlamydomonas sp.</i>  <i>Cosmarium sphagnicolum v. pachygonum</i>  <i>Crucigenia quadrata</i>  <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>  <i>D. pulchellum v. minutum</i>  <i>D. subsolitarium</i>  <i>Elakatothrix gelatinosa</i>  <i>Gloeotila pulchra</i>  <i>Gloeotila sp.</i>  <i>Gyramitus cordiformis</i>  <i>Koliella longiseta</i>  <i>Koliella sp.</i>  <i>Micractinium pusillum</i>  <i>Monoraphidium dybowskii</i>  <i>M. griffithii</i>  <i>Oocystis marssonii</i>  <i>O. submarina v. variabilis</i>  <i>Pandorina morum</i>  <i>Paramastix conifera</i>  <i>Paulschulzia pseudovolvox</i>  <i>Scenedesmus armatus</i></p>	

<i>S. ecornis</i> <i>S. opoliensis</i> <i>S. quadricauda</i> <i>Sphaerocystis schroeteri</i> <i>Staurastrum gracile</i> <i>S.lunatum</i> <i>Teilingia granulata</i>	Store chrysomonader (> 7) <i>Pseudokephyrion entzii</i> <i>Synura sp.</i> <i>Uroglena americana</i>
---	--

<p><u>Kiselalger (Bacillariophyceae).</u>  <i>Asterionella formosa</i>  <i>Aulacoseria alpigena</i>  <i>A. ambigua</i>  <i>A. islandica (morf. helvetica)</i>  <i>A. italica</i>  <i>A. italica v. tenuissima</i>  <i>Cyclotella comensis</i>  <i>C. comta v. oligactis</i>  <i>C. glomerata</i>  <i>C. kutzingiana</i>  <i>C. radiosa</i>  <i>Cyclotella sp.</i>  <i>Diatoma tenuis</i>  <i>Eunotia sp.</i>  <i>Fragilaria capusina</i>  <i>Fragilaria crotonensis</i>  <i>F. ulna (morfortyp "acus")</i>  <i>F. ulna (morfortyp "ulna")</i>  <i>Fragilaria sp.</i>  <i>Nitzschia sp.</i>  <i>Rhizosolenia eriensis</i>  <i>R.. longiseta</i>  <i>Stephanodiscus hantzschii v. pusillus</i>  <i>S. hantzschii</i>  <i>Tabellaria fenestrata</i>  <i>F. flocculosa</i></p>	<p><u>Svelgflagellater (Cryptophyceae).</u>  <i>Cryptomonas curvata</i>  <i>C. erosa</i>  <i>C. erosa v. reflexa</i>  <i>C. marssonii</i>  <i>C. pyrenoidifera</i>  <i>Cryptomonas spp.</i>  <i>Katablepharis ovalis</i>  <i>Rhodomonas lacustris (v. nannoplanctica)</i>  <i>R. lens</i>  <i>Chroomonas sp.</i></p> <p><u>Fureflagellater (Dinophyceae).</u>  <i>Ceratium hirundinella</i>  <i>Gymnodinium cf. lacustre</i>  <i>G. cf. uberrimum</i>  <i>G. fuscum</i>  <i>G. helveticum</i>  <i>Gymnodinium sp.</i>  <i>Peridinium bipes</i>  <i>P. cinctum</i>  <i>P. inconspicuum</i>  <i>P. polonicum</i>  <i>P. palustre</i>  <i>P. raciborskii</i>  <i>P. umbonatum</i>  <i>P. umbonatum</i>  <i>P. willei</i>  <i>Peridinium sp.</i></p> <p><u>Øyealger (Euglenophyceae).</u>  <i>Euglena oxyuris</i></p> <p><u>Raphidophyceae.</u>  <i>Gonyostomum semen ("Gubbslim")</i></p> <p><u>My-alger.</u>  Denne gruppe har ikke blitt artsbestemt.</p>
--	--

*Forekomst av problemskapende algearter.*

Med problemskapende alger mener vi fremst potensielt giftdannende blågrønnalger som skaper s.k. "Harmful Algal Blooms", men også enkelte kiselalger, grønnalger, gullalger, svelgflagellater og fureflagellater som kan gi lukt og smaksproblem på drikkevann og fiskekjøtt (Skulberg 1981, Jüttner 1983, Jüttner 1988, Skulberg 1988, Person 1988, Yano et al. 1988, , Edler et al. 1995). Et godt eksempel på det sist nevnte var situasjonen i Mjøsa, Vormo og nedre del av Glomma inklusive Øyeren sommeren 1976 da stor forekomst (1-2 gram/m<sup>3</sup>) av blågrønnalgen *Tychonema bourellyi* skape vond lukt og smak på vann og i fiskekjøtt langs hele vassdraget. Ca. 200 000 personer fikk da sitt drikkevann ødelagt (Holtan 1979, Skulberg 1980, Berglind et al. 1983). Videre kan sterkt slimdannende alger være til sjenanse ved friluftsbad. Eksempel på dette er algen *Gonyostomum semen*

(Bjørndalen 1992, Lepistö et al. 1994, Naturvårdsverket 2001). Vi kan her også nevne at fisk kan akkumulere algegifter i filet i så stor grad at de kan medføre fare å spise fisken (Edler et al. 1995). Her i landet er det stor forekomst av giftproduserende stammer av blågrønnalgen *Microcystis* og *Planktothrix* som ved enkelte tilfeller har skapt problemer (Skulberg 1988, Anne Lykke ved NIVA pers. med.). Videre synes *Gonyostomum semen* å ha fått økt forekomst i Østlandsområdet (Bjørndalen og Løvstad 1984, Naturvårdsverket 2001, munt. med. T. Hauger).

I tidsperioden 1996 – 2000 ble det ikke registrert større forekomst av potensielt problemskapende alger i Øyerens søndre del. Som nevnt overfor var det beskjeden forekomst av blågrønnalger og artene *Uroglana americana* og *Gonyostomum semen* forekom ikke i så store mengder at de skapte problemer eller var til sjenanse. Til tider (juli/august) var det likevel lokalt i enkelte vik og bukter markert vannblomst av blågrønnalgene *Anabaena lemmermannii* og/eller *Anabaena solitaria f. planctonica*. Dette var mest markert i sommeren 1996. Vi kan her nevne at *Anabaena lemmermannii* før første gang ble registrert med giftproduserende stamme i Mjøsa i 2001. I slutten av juli da *A. lemmermannii* hadde markert vannblomst i Mjøsa ble det registrert 4 µg/l microcystin-LR i en algeprøve (Analyserapport av 27/8-01 fra Folkehelse).

Her bør vi dog påtale at de fleste planteplanktonarter kan være til sjenanse og skape problemer når de forekommer i store mengder (Palmer 1959, Skulberg 1988, Willen 2000). I følge Willen (2000) er algeforekomsten ”Disturbing” da vi har algebiomasser i området 5 - 10 gram våtvekt/m<sup>3</sup> og ”Higly disturbing” når biomassen overstiger 10 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Enkelte storvokste kiselalger som fester seg på fiskegarn kan gi kløe og utslett på hendene når fiskere tar opp garnene (Edler et al. 1995).

#### *Biomasse.*

Øyerens øvre vannlag (sjiktet 0-10 meter) hadde i perioden 1996 - 2000 generelt lave konsentrasjoner av planteplankton (se tabell 9) med biomasser som vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer eller innsjøer som er noe overgjødset (svakt mesotrofe) (Rott 1984, Brettum 1989, Tikkanen og Willen 1992). De høyeste biomasser med verdier overstigende 0,7 gram våtvekt /m<sup>3</sup> ble registrert i 1996 og 1999 da det var stor forekomst av den storvokste stavformete kiselalgen *Tabellaria fenestrata*. Denne alge utgjorde da nær 80 % av den totale biomasse. Ved disse tilfeller var det også markert oppblomstring av *Tabellaria fenestrata* i Mjøsa der den da forekom med biomasser i området 1,80–2,25 gram per m<sup>3</sup> (Kjellberg et al. 1997 og 2000). Høyst sannsynligvis var det transport av *T. fenestrata* fra Mjøsa som bidro til den store forekomsten av denne alge i Øyeren på sensommeren/høsten 1996 og 1999. Dette indikerte at forekomsten av planteplankton i Mjøsa til tider kan ha stor betydning for vassdrag nedstrøms dvs. Vorma og nedre del av Glomma inkl. Øyeren. Foreliggende materiale viser at ”Mjøsalgene” som regel får betydning i vassdraget nedstrøms når algebiomassen i Mjøsa overstiger ca. 1 gram våtvekt/m<sup>3</sup> (se figur 12). Dette er i samsvar med tidligere erfaringer og registreringer (Lindstrøm et al. 1973, Holtan 1977). Storvokste stavformete kiselalger og blågrønnalger som bl.a. *Tychonema bourrellyi* har ikke mulighet å utvikle større selvproduserte populasjoner i elver dvs. i Vorma og selve Glomma p.g.a. ustabile vannmasser (Christian et al. 1988). Algebiomassen som kommer fra Mjøsa vil derfor bli fortynnet ved dødelighet og særlig p.g.a. at det algerike vannet fra Mjøsa blir blandet med vann med lavt innhold av planteplankton fra selve Glomma før de føres ut i Øyeren. I Øyeren begrenses sannsynligvis egenproduksjonen av den korte oppholdstiden (teor. oppholdstid på 22 døgn) (se Christian et al. 1988).

Utviklingen og størrelsen på den totale algebiomassen i Øyerens søndre del var i perioden 1996 – 2000 i godt samsvar med de registrerte konsentrasjoner av total klorofyll a (se kap. 3.2.6).

Cyanobakteriene (blågrønnalgene) hadde som tidligere nevnt liten forekomst og samlet biomasse av denne gruppe oversteg ikke 0,005 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Størst forekomst var det av arten *Anabaena lemmermannii*. Dette er en art som kan gi vannblomst også i næringsfattige innsjøer (s.k. ”reintvannsblostm”) bl.a. er dette vanlig i mange av de større innsjøene i Alpene (Salmaso, 2000).

Større forekomst og vannblomst av *A. lemmermannii* indikerer likevel mesotrof tilstand eller begynnende overgjødning. Forholdene i Mjøsa er et godt eksempel på dette (se Kjellberg et al. 2001).

Grønnalgene som var en artsrik gruppe hadde liten betydning for planteplanktonets biomasse. Samlet biomasse av grønnalger oversteg sjelden 0,01 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Maks. biomasse (0,015 gram våtvekt/m<sup>3</sup>) ble registrert i august 1997.

Gullalgene hadde stor betydning for algebiomassen i de frie vannmasser, og da særlig på forsommeren. Størst biomasse hadde arter tilhørende store og små *Chrysonomader*, *Uroglena americana*, *Dinobryon spp.*, *Mallomonas spp.* og *Ochromonas sp.*. Samlet biomasse for gruppen ble registrert med verdier opp til ca. 0,2 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Maks. biomasse (0,196 gram våtvekt/m<sup>3</sup>) ble målt i juni 1977 da det var stor forekomst av små og store *Chrysonomader* samt *Uroglena americana*.

Størst betydning for biomassen hadde kiselalgene og det ble registrert en samlet kiselalgebiomasse på opp til ca. 0,6 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Høyest biomasse ble målt når det var stor forekomst av arten *Tabellaria fenestrata* i august og september i 1996 og 1999. Foruten *T. fenestrata* så har også *Asterionella formosa*, *Aulacoseira spp.*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna* og *Rhizosolenia spp.* til tider utgjort stor del av biomassen. Sannsynligvis er den til tider store forekomsten av storvokste stavformete kiselalger ikke et resultat av egenproduksjon i Øyeren men i hovedsak et resultat av transport av alger fra Mjøsa.

Svelgflagellatene hadde betydning for algebiomassen i de fri vannmasser i hele vegetasjonsperioden med verdier opp til ca. 0,2 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Den høyeste biomassen ble registrert i august 1997 da det var en markert oppblomstring av *Rhodomonas lacustris*. I øvrig var det *Cryptomonas spp.* og *Katablepharis ovalis* som hadde størst betydning for biomassen.

Fureflagellatene hadde en viss betydning for algebiomassen med samlet biomasse opp til ca. 0,05 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Den høyeste biomasse som vi registrerte var 0,059 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Denne ble målt i september 1997, da det var stor forekomst av *Peridinium umbonatum*. I øvrig har det vært *Gymnodinium cf. lacustre* som hatt størst betydning for biomassen.

My-algene hadde en viss betydning for algebiomassen i de fri vannmasser i hele vegetasjonsperioden med verdier opp mot 0,06 gram våtvekt/m<sup>3</sup>. Høyest biomasse (0,056 gram våtvekt/m<sup>3</sup>) registrerte vi i oktober 2000.

Vurderer vi forholdene i Øyeren ut fra Brettums (1989) klassifisering av næringsstatus i norske innsjøer som tar utgangspunkt i den totale biomassen (middelverdi og maksimalverdier) av planteplankton så hadde Øyeren klart oligotrof status i 1997, 1998 og 2000, mens forholdene i 1996 og 1999 var mer i samsvar med oligomesotrof tilstand. Vi bør her likevel påpeke at det i stor grad var tilførsel av kiselalgen *Tabellaria fenestrata* fra Mjøsa som bidro til at Øyeren i 1996 og 1999 hadde en mer næringssaltpåvirket (begynnende eutrof) karakter. I år med akseptabel algemengde i Mjøsa så vill sannsynligvis også forholdene i Øyeren være tilfredsstillende, dvs. at Øyeren i stor grad vil få et egenprodusert planteplanktonsamfunn i nært samsvar med naturgitt næringsfattig (oligotrof) tilstand.

Stort sett var det akseptabel vannkvalitet i Øyerenes søndre del i perioden 1996 – 2000 m.h.t. planteplanktonforekomst både med hensyn til biomasse og artssammensetting. Det er i perioden ikke rapportert til NIVA eller til tilsynsman Gunnar Andersen om tilfeller der algemengden i de fri vannmasser har vært til direkte sjenanse eller har skapt problemer i henhold til foreliggende brukerinteresser. Noe vond lukt (trolig årsaket av alger) har det likevel vært på vannet i Øyerenes nordre del i de to siste somrene (pers. med G. Andersen og Kari Espvik ved ANØ). Videre har Åge Brabrand ved LFI informert oss om at han ikke har hatt noe unormalt stort påslag av alger på sine prøvofiskegarn i perioden 1996 - 2000. De ganger han hatt problem med påslag av vegetasjon på

---

garnene har det vært rester/fragmenter av høyere vegetasjon. Dette har vært mest påtagelig på høsten. Dette har også vært tilfelle i Mjøsa i tiden før Mjøsa ble regulert og eutrofiert (se Huitfeldt-Kaas 1916).

Tabell 9. Maksimal- og middelveier for biomasse av planteplankton ved hovedstasjonen (Solbergåsen) i Øyeren i "vegetasjonsperioden" 1996 – 2000. Biomassen er uttrykt som gram våtvekt pr. m<sup>3</sup> i sjiktet 0-10 meter. Middelveiene er beregnet fra perioden juni – oktober. Oligotrof tilstand er vurdert etter kriterier gitt av Brettum (1989). De år søndre del av Øyeren hatt svakt mesotrof karakter er understreket.

År	Maksimalverdi	Middelveier
<u>1996</u>	0,77	0,33
1997	0,62	0,29
1998	0,39	0,24
<u>1999</u>	0,74	0,36
2000	0,45	0,28
Oligotrof tilstand	<0,70	<0,40

#### Utvikling i tid.

Det foreligger data som beskriver planteplanktonet i Øyerens søndre del fra 1958 og 59, fra perioden 1961-64, fra 1967 samt fra 1980 til i dag (Skulberg 1965, NIVA 1970, ANØ 1980, Aanes et al. 1981 og 82, Martinsen 2002). Jevnfører vi resultatene fra 1996 - 2000 med registreringene av planteplanktonsamfunnet i perioden 1980-1984 så har særlig algebiomassen men også forekomsten av mer næringsaltkrevende arter blitt betydelig redusert. I 1981 ble det registrert en maksimal algebiomasse på opp mot 4-5 gram/m<sup>3</sup> og gjennomsnittlig biomasse på over 1,5 gram våtvekt per m<sup>3</sup> tilsvarende det vi finner i næringsrike (eutrofe) innsjøer (Heinonen 1980, Brettum 1989, Tikkanen og Willen 1992). Videre var det i 1961-1984 til tider stor forekomst av mer næringsaltkrevende arter som blågrønnalgene *Anabaena flos-aquae*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica* kiselalgen *Diatoma elongata*, *Fragillaria crotonensis*, *Synedra acus v. angustissima*, og *Stephanodiscus hantzschii*. Planteplanktonet var i denne periode til stor del dominert av storvokste stavformete kiselalger som *Asterionella formosa*, *Tabellaria fenestrata*, *Diatoma elongata* og *Fragillaria crotonensis*. Den sentriske kiselalgen *Stephanodiscus hantzschii* hadde til tider også stor forekomst. Også dette indikerte mer næringsrike (mesotrofe) forhold. Jevnfører vi utviklingen av planteplanktonet i Mjøsa i de ulike år med forholdene i Øyeren så har det i hele perioden vært et godt samsvar. Dette viser at forholdene i Mjøsa hatt stor betydning for forekomsten av planteplanktonet i Øyeren også i perioden 1961 til 1994. Høyst sannsynligvis har det derfor vært størst forekomst av planteplankton og størst forekomst av blågrønnalger i Øyeren i perioden 1975 –77, dvs. i den periode det var størst algeforekomst i Mjøsa (se Kjellberg et al. 2001).

Sammenligner vi dagens forhold med de forhold som ble registret i sommeren 1958 så synes det som om Øyeren på slutten av 50-tallet hadde et planteplanktonsamfunn som var noe mindre påvirket av overgjødning (eutrofiering) enn det vi har i dag. I 1958 var det bl.a. større forekomst av mer oligotrofiindikerende arter som bl.a. blågrønnalgen *Merismopedia tenuissima*, arter tilhørende grønnalgeslekten *Chlamydomonas*, gullalgen *Dinobryon divergens* og svelgflagellater tilhørende slekten *Kephyrion*. Videre ble det ikke registret forekomst av den mer næringsaltkrevende kiselalgen *Fragillaria crotonensis*. Øyeren hadde da trolig et planteplanktonsamfunn tilsvarende det Brettum (1989) betegner som oligomesotrof tilstand. Sommeren 1958 var det likevel stor forekomst av kiselalgen *Asterionella formosa* som særlig i august dominerte algebiomassen. Årsaken til den store forekomsten av *Asterionella* var høyst sannsynlig stor transport av denne art fra Mjøsa da palaeolimnologiske sedimentanalyser har vist at det i denne tidsperiode var stor forekomst av *A. formosa* i Mjøsa (Berge 1973, 1973, 1974, 1974 og 1976). Fra og med 1961 økte forekomsten av storvokste stavformete kiselalger som *Asterionella formosa*, *Tabellaria fenestrata*, *Fragillaria crotonensis*, *Diatoma elongatum* og *Rhizosolenia longiseta* i Øyeren. I 1967 ble det også registrert

stor forekomst av blågrønnalgen *Oscillatoria*. Dette stemmer meget godt med utviklingen i Mjøsa der det ble økt forekomst av bl.a. *Fragilaria crotonensis* og *Diatoma elongatum* i begynnelsen av 1960-tallet (Berge 1973, Kjellberg 1982). Den første større oppblomstringen av *Oscillatoria* hadde vi i Mjøsa i 1969 (Kjellberg 1982). Planteplanktonet i Mjøsa har således i stor grad hatt betydning for utviklingen av planteplanktonet i Øyeren, og dette har særlig vært tilfelle i perioder med stor forekomst av storvokste kiselalger samt blågrønnalgene *Anabaena flos-aquae* og særlig *Tychonema bourrellyi* i Mjøsa. Tidligere hadde *T. bourrellyi* navnet *Oscillatoria bornetii*. Fra og med 1989 har det blitt en betydelig reduksjon av planteplanktonbiomassen i Øyeren og også dette er i samsvar med den reduksjon av biomassen som blitt registret i den samme tidsperiode i Mjøsa (se Kjellberg et al. 2001).

## 4. Konklusjon og tilrådinger

### 4.1 Konklusjon

Forurensningssituasjonen i Glommavassdraget har m.h.t. overgjødning og effekter av lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering) blitt betraktelig forbedret. Årsaken til dette er at en har redusert tilførselen av fosfor og lettnedbrytbart organisk stoff fra boliger, industri, silo, gjødselkjellere og i noen grad også fra dyrket mark. Målingene av fosfor i Glommavassdraget har også vist en klar trend mot lavere konsentrasjoner.

De hygienisk/bakteriologiske forhold er ikke vurdert, men en kan forvente at forholdene generelt sett har blitt noe bedre da en har redusert kloakkutslipp og utsig fra husdyrgjødsel.

Nitrogenkonsentrasjonen er fortsatt høy i store deler av vassdraget og det foreligger ikke noen indikasjon på at nivået har minket. Hovedårsaken til det høye innholdet av nitrogen er lekkasje av nitrogenforbindelser fra dyrket mark.

Folla og øvre Glåma er fortsatt påvirket av gruveforurensning. Dette har bl.a. ført til redusert fiskeforekomst og herved reduserte fiskemuligheter langs enkelte elvestrekninger.

Parametre som vannfarge, suspendert stoff (partikkelinnhold) og TOC (organisk karbon) har ikke vist noen klar utvikling i tid. Dette er heller ikke å forvente da humus- og partikkeltilførselen til Glommavassdraget i stor grad styres av naturgitte forhold. Videre har det ikke blitt noen større reduksjon av erosjonsmateriale fra dyrket mark.

Hovedvassdraget er ikke negativt påvirket av sur nedbør, men i enkelte av sidevassdragene er det fortsatt skader på det biologiske liv p.g.a. tilførsel av surt vann.

### 4.2 Tilrådinger

Viktige tiltak i Glommavassdraget er å:

- Kontinuerlig foreta effektiv vedlikeholdsarbeid, forbedringstiltak og kontroll av allerede gjennomførte tiltak. Bl.a. bør en kontinuerlig vurdere behovet for kalking i de forsurede deler av vassdraget.
- Redusere lekkasjene av særlig kobber men også av sink fra de nedlagte gruvene og gruveområdene i Folla og øvre Glåma.
- Redusere lekkasjen av nitrogen fra dyrket mark.
- Redusere erosjon og transporten av jord- og leirpartikler fra dyrket mark.
- Videreføre overvåkingen og snarest tilpasse overvåkingsprogrammet til EU's "Vanndirektiv". Her er det bl.a. behov for en mer omfattende undersøkelse av forekomst og utvikling av miljøgifter over tid.
- Videreføre, videreutvikle og oppdatere "Handlingsplan Glomma" til dagens situasjon samt ikke minst å tilpasse handlingsplanen til EU's "Vanndirektiv".

#### Generelt

For at foreliggende analyseresultater fra elvestasjonene skal få maksimal verdi bør det foretas transportberegninger. Vannføringsdata fra perioden 1996 – 2000 fra hver stasjon er tilsendt NIVA fra Glommens og Laagens Brukseierforening.



### Forsuring

Pågående kalking i Glommavassdraget bør kontinuerlig behovsprøves. Videre bør en vurdere om det er behov for å kalke nye vannforekomster. Kalking i forbindelse med kvikksølv i fisk bør også vurderes (se Anderson et al. 1987 og Naturvårdsverket 2002). Hver kommune bør utarbeide sine egne kalkingsplaner. Arbeidet bør likevel som i dag inntil videre koordineres av Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Sør-Trøndelag, Hedmark, Oslo/Akershus og Østfold.

### Klimaforandring

Det bør foretas en miljøkonsekvensvurdering av sannsynlige effekter av klimaendringer for Glommavassdraget. Dette bør gjøres i samråd med Glommen og Laagens Brukseierforening (GLB).

### Avrenning fra gruver og gruveområder

Vi vil foreslå at omfanget av gruveforurensingen og skadeeffektene kvantifiseres og kartlegges mer inngående. Det er også viktig at en klarlegger "critical limits" for sink- og særlig kopperforbindelser i Folla og øvre Glåma. Videre bør det utføres en miljørisikovurdering i forbindelse med bevaring og bruk (turistaktivitet) av verneverdige gruver, avganger, slagghauger og gruveinstallasjoner. Det pågår for tiden et internasjonalt arbeide der en bl.a. skal fastsette toleransegrenser og "critical limits" for tungmetaller for vannlevende organismer (Umweltbundesamt, 1998). Når disse grenser foreligger bør det fastsettes mer konkrete grenser og miljøkvalitetsmål for Glommavassdraget. Her kommer vi ifølge Iversen (2000) inn på viktige vurderinger da vi for tiden står over for et valg. Enten må vi akseptere forurensningssituasjonen slik den er med bl.a. tap av fiskemuligheter eller må vi iverksette nye tiltak. Sannsynligvis vil renseanlegg være eneste alternativ i dagens situasjon dersom en skal oppnå bedre vilkår for fisk og bunndyr i Folla og øvre Glåma innen nær fremtid. Vi kan her nevne at det i "Vannbruksplan for Glomma" er et mål at lekkasjer fra nedlagt gruvevirksomhet skal reduseres slik at ørret og harr får gyte- og oppvekstmuligheter i hele vassdraget innen 1996 (Nikolaisen 1991).

### Overgjødsling

Skal Øyeren kunne opprettholde et akseptabelt planteplanktonsamfunn er det en forutsetning at vannkvaliteten i Mjøsa er akseptabel, og i samsvar med her fastsatte miljøkvalitetsmål. Videre er det viktig at vannkvaliteten og de biologiske forhold i tilrennende vassdrag er akseptabel og i samsvar med fastsatte miljøkvalitetsmål. Det er også ønskelig at det ikke blir økt algevekst og forekomst av høyere vegetasjon i Glomma nedstrøms Øyeren (bl.a. i Vamma). Det må derfor kontinuerlig foretas effektiv vedlikeholdsarbeid og forbedringstiltak av allerede gjennomførte tiltak for ytterligere å begrense tilførselen av forurensninger til Glommavassdraget. Hovedinnsatsen må fortsatt settes inn mot kloakkutslipp som lekkasjer og overløpsdrift fra kommunale avløpsanlegg, samt utsig fra separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse, bedrifter og mindre tettsteder. Mest mulig av den spredte bosetting bør tilkoples offentlig kloakknnett. Jordbruket må stadig opprettholde overvåkenhet mot utslipp og gjennomføre tiltak for å ytterligere redusere direkteutslipp og arealavrenning. Innenfor jordbruket kan det bli aktuelt med tiltak som:

- Redusert N-gjødsling (superoptimal gjødsling unnvikes).
- Ikke høstpløying.
- Ikke spredning av husdyrgjødsel på høsten.
- Økt hyppighet med kontroll av siloanlegg, melkerom og gjødselkjellere.
- Omlegging av jordbruket mot mer allsidige driftsformer i den nedre del av vassdraget, dvs. mer storfe. Dette vil bety at arealer som er særlig erosjonsutsatte kan benyttes til gressproduksjon eller beiter (permanent plantedekke). Økt tilførsel av husdyrgjødsel til erstatning for kunstgjødsling og mer vekstskifte vil dessuten gi bedre jordstruktur og dermed mindre overflateavrenning og overflateerosjon.
- Reetablere kantvegetasjon langs bekker og elver der en nå dyrker så langt ned mot vassdragene som mulig. Dette vil øke naturens evne til å holde tilbake jord og næringsstoffer som er kommet på avveie. Dette vil også føre til mer stabile vannkanter og dermed mindre erosjon.

Industrien må også foreta forbedringstiltak samt redusere faren for utslipp ved driftsuhell.

#### Avrenning fra søppelfyllplasser

Det finnes en rekke kommunale og private søppelfyllplasser som har eller kan ha utsig til Glommavassdraget. De fleste fyllplasser som ligger i nedbørfeltet til Glommavassdraget er likevel plassert i områder med gode infiltrasjonsmuligheter og skulle derfor ikke utgjøre noe større miljøtrussel for vassdraget. SFT og Fylkesmannens miljøvern- og avfallsavdelinger har foretatt en omfattende kartlegging av de større fyllplasser der en har vurdert behov for tiltak som rensing av avløpsvannet og/eller utsortering av særlig miljøskadelige avfallsprodukter, behov for videre undersøkelser m.v. (se Østlandskonsult A/S 1978 og 1993, NGU 1989, 1990, 1990, 1990 samt SFT 1991). Samtlige mindre kommunale fyllplasser og et flertall industrifyllplasser er i dag nedlagte, men her kan det fortsatt skje utsig av bl.a. miljøgifter til vassdrag. Det er viktig at en mest mulig kan begrense utsig av miljøgifter til Glommavassdraget fra eksisterende og eldre deponier. Dette gjelder særlig kvikksølv og stabile organiske mikroforurensninger som bidrar til forurensning av sedimenter og fisk. Miljøverndepartementet vedtok i mars i år en ny forskrift om deponering av avfall (**deponidirektivet**) som regulerer og stiller krav til private og kommunale søppelfyllinger. De nye miljøkravene vil gi reduserte utslipp av bl.a. miljøgifter.

#### Biotopforandringer

I Glommavassdraget har det vært tømmerfløting fram til 1985. I denne anledning er det i flere mindre sideelver foretatt betydende kanalisering og forbygningsarbeider. Langs selve Glomma og i mange sideelver er det også utført flomsikringstiltak som har gitt elvene et ”kanalpreget” utseende. Videre har det blitt foretatt kanaliseringer/dreneringer i mange av sidevassdragene i forbindelse med jordbruksdrift. De biotopforbedrende tiltak og restaureringer som nu blir utført i vassdraget av Norges vassdrag- og energidirektorat (se Hamarsland et al. 2001) er derfor meget viktige og dette tiltak bør derfor bli så omfattende som mulig.

#### Veikulverter

Der hovedveier, private veier og skogsbilveier krysser mindre vassdrag benyttes ofte kulverter. Disse blir ofte plassert slik at de utgjør vandringshinder for fisk og enkelte typer bunndyr. Det er ønskelig med tiltak som mest mulig kan redusere dette problemet.

#### Kompleterende undersøkelser

Vi har for tiden begrenset kunnskap om forekomst av tungmetaller og organiske mikroforurensninger samt de hygienisk/bakteriologiske forhold i Glommavassdraget. Kunnskap om miljøgifter i fisk (metyl-kvikksølv, klororganiske forbindelser m.v.) er viktig informasjon for Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) og de lokale næringsmiddeltilsyn når det gjelder konsum og omsetting av fisk. Det er også viktig kunnskap for turistnæringen da Glomma skal markedsføres som god fiskeelv. Vi kan her nevne at det i flere lokaliteter i Glommavassdraget har blitt påvist høye konsentrasjoner av særlig kvikksølv, men også av stabile organiske mikroforurensninger i fisk som blir brukt til konsum (Fjeld et al. 2001, Rognerud og Fjeld 2002). Forekomst av miljøgifter i Glommavassdraget bør derfor kartlegges mer inngående. Her er det også viktig at en får lokalisert større kilder og at det blir utarbeidet konkrete tiltaksanalyser, konsekvensutredninger, utredningsprogrammer og risikovurderinger ved ulike tiltaksalternativer. Effekten av tiltaket (miljøgevinsten) må også vurderes etterpå. Tiltak for å begrense effekten av miljøgifter på økosystemet (les Glommavassdraget) er høyt prioritert i Miljøverndepartementet (MD) og Statens forurensningstilsyn (SFT) og bør også bli en prioritert oppgave for den lokale miljøforvaltningen.

Vi har for tiden også begrenset kunnskap om de hygieniske forhold i Glommavassdraget. Bedre og mer kontinuerlig registrering av de hygieniske forhold er viktig med tanke på vurdering av vannets egnethet for råvann til drikkevann, friluftsbad og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning.

### Overvåking og vassdragsadministrasjon

Kommunene oppfordres til å fastsette miljøkvalitetsmål for sine vassdrag som renner til hovedvassdraget. Videre å fastsette interkommunale miljøkvalitetsmål for selve hovedvassdraget dvs. Glomma/Glåma og Vorma. De kommunalt og interkommunalt fastsatte miljøkvalitetsmål for Glommavassdraget skal videre tilpasses eventuelle statlige miljøkvalitetsmål og f.o.m. 2006 EU's "Vanndirektiv". Miljøkvalitetsmålene skal ligge til grunn for handlings- og tiltaksplaner som kan bevare eller forbedre den økologiske status i vassdraget, samt mest mulig redusere transporten av forurensningsstoffer ut i Nordsjøen. I denne forbindelse er det ifølge Fylkesmannen i Hedmark og Fylkesmannen i Oslo/Akershus ønskelig at en vurderer muligheten for å etablere interkommunale samarbeidsområder (vassdragsforbund) (Thor A. Nordhagen og Leif Nilsen pers. medd.). For å få forståelse for behov og nytte av et vassdragsforbund er det viktig med lokal forankring og "eierskap". Glommavassdraget er en spesiell utfordring i så måte på grunn av størrelsen og at vassdraget renner gjennom så mange kommuner. Selve Glomma består på mange måter av 3 separate regioner; Glåma i Østerdalen (Sør-Trøndelag og Hedmark), Glomma på Romerike (Akershus) og Glomma nedstrøms Øyeren (Østfold). I Handlingsplan Glomma-hovedrapporten (Helleberg 1992) er det i figur 3.2 gitt en oversikt over nedbørfeltet til Glomma. I figuren fremkommer også navn på alle kommuner som ligger i nedbørfeltet. Disse områder skal også ha ansvar for de bielver som finnes innenfor områdene og i Hedmark Fylkeskommunes Fylkesplan-Vannbruksplan for Glomma-Del I står det "kommuner med sammenfallende interesser samarbeider om rullerende planer med 5-10 års intervaller for registrering. På denne måten bør det innen en økonomisk rimelig ramme bli mulig å tilstandsbeskrive aktuelle vassdragsavsnitt. En forenklet vassdragsovervåking bør kunne baseres på vanlig vannkjemiske analyser og biologisk befaringsundersøkelse" (Hedmark Fylkeskommune 2001). Her bør vi også nevne at Glommavassdraget i sin helhet består av 4 separate regioner da Gudbrandsdalslågen med Mjøsa og Vorma tilkommer.

Om dette lar seg gjøre vil vi i Glommavassdraget inklusive Gudbrandsdalslågen og Mjøsa få minst 4 interkommunale samarbeidsområder (vassdragsforbund) som forhåpningsvis f.o.m. 2009 kan inngå som deler i et funksjonerende "Nedbørfeltdistrikt" i samsvar med EU's "Vanndirektiv" (for mer informasjon om "Vanndirektivet" se Qvortrup 2000, Borgvang og Selvik 2001. Videre utarbeider forvaltningen ("direktoratsgruppe") for tiden en rapport vedr. implementering av EU direktiv 2000/60/EF i Norge.

Overvåkingen av Glommavassdraget bør videreføres og overvåkingsprogrammet bør snarest tilpasses EU's "Vanndirektiv". Informasjon og kunnskap om miljøstatus og miljøutviklingen står her sentralt. Før å kunne registrere eventuelle forandringer (trend) i tid er det nødvendig med kontinuerlige, tette og lange måleserier (Green 2001) samt at en integrerer kjemisk og biologisk overvåking (Hylland et al. 1998). EU krever også mer fokus på de biologiske forhold ved at "Vanndirektivet" innfører obligatorisk overvåking av økologisk status. Økologisk status skal bestemmes ut fra overvåking av biologiske komponenter.

Miljøverndepartementets Handlingsplan Glomma og de Fylkeskommunale delrapporter inklusive fagrapporter som omhandler Vannbruksplan for Glomma bør videreføres, oppdateres og tilpasses dagens situasjon og EU's vanndirektiv. Arbeidet med Handlingsplanen ble igangsatt etter at Miljøverndepartementet (v/Sissel Rønbeek i 1988) påpekte behovet for en nasjonal handlingsplan for hele Glomma (Nikolaisen 1991). Planarbeidet er utført av Glommafylkene; Sør-Trøndelag, Hedmark, Oslo/Akershus og Østfold som har utarbeidet fylkesdelplaner. Arbeidet har vært koordinert av Miljøverndepartementet som la frem en hovedrapport og to delrapporter som omhandlet den nasjonale handlingsplanen våren-92. Etter dette er Vannbruksplan for Glomma videreført i Fylkes kommunal regi. ( se Hedmarks Fylkeskommune 2001, Akershus Fylkeskommune 1995, Vannbruksplan for Glomma i Østfold 1992).

Det omfattende administrative og faglige datagrunnlag som foreligger i forbindelse med arbeidet med **”Handlingsplan/Vannbruksplan for Glomma”** og prosjektene **”Glommaprosjektet”**, **”Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver”**, **”Operasjon Mjøsørret”**, **”Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma”** samt **PARCOM** har gjort at forutsetningene for å implementere EU’s Vanddirektiv i Glommavassdraget inkl. Mjøsa og Gudbrandsdalslågen skulle være særlig gode. Vi bør her også nevne at vassdragsreguleringen i Glommavassdraget ivaretas av Glommen og Laagene Brukseierforening (**GLB**) som er en sammenslutning av Kraftverks- og falleiere i vassdraget. Glommavassdraget eller deler av vassdraget bør også i de nærmeste år være et velegnet studieområde når det gjelder tilnærming til ”Vanddirektivet”.

## 5. Referanser

- Akershus Fylkeskommune 1995. Vannbruksplan for Romerike.
- Alsaker-Nøstdhal, B. 1981. Undersøkelser i Glomma i Hedmark. Delrapport om forurensningstilførsler. NIVA-rapp. Løpenr. 1299. 75 s.
- Andersen, T., Å. Nilsson, L. Håkanson og L. Brydsten. 1987. Kvicksilver i Svenske sjöar. Statens naturvårdsverk, Rapport 3291 (1987) 92 s.
- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Anon. 1987. Canadian water quality guidelines. Canadian Council of Resource and Environment Ministers, Inland water directorate, Ottawa.
- ANØ rapport 1980. Vannkvalitet og forurensningsregnskap 1977 og 1979. Vorma-Glomma-Øyeren. 13 s.
- Arnesen, R.T. 1969. Undersøkelse av Folla. Del 1. 1966 – august 1968. NIVA-rapport O-120/64. 75 s.
- Arnesen, R.T. 1996. Storwartz-prosjektet. Dokumentasjon av gruvedriftens påvirkning av miljøet. Del. I: Vannkjemiske undersøkelser. NIVA-rapp. Løpenr. 3476-96.
- Berge, D. og T. Kjällqvist. 1988. Algetilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. NIVA O-87064, O-87079, E-88431.
- Berge, D. og K. Bjørndalen. 2002. Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994 – 2000.-Hovedrapport. Akershus fylkeskommune, In press.
- Berge, F. 1973. En undersøkelse basert på fossile diatomeer i en sedimentprofil utenfor Hamar 1972. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 1. 31 s.
- Berge, F. 1973. NIVA. En undersøkelse av fossile diatomeer i en sedimentprofil fra Mjøsa utenfor Helgøya 1973. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 2. 21 s.
- Berge, F. 1974. Diatomeer i en sedimentprofil fra Mjøsa utenfor Vingrom 1974. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 4. 20 s.
- Berge, F. 1974. Diatomeer i en sedimentprofil fra strandsonen sør for Gjøvik 1973. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 3. 21 s.
- Berge, F. 1976. Undersøkelser av sedimenter fra Mjøsa utenfor Feiring, med hovedvekt på diatomeanalyser. NIVA. Mjøsprosjektet. Delrapport nr. 5. 17 s.
- Berger, H.M., T. Hesthagen, I. Sevalrud og L. Kvenild 1992. Forsuring av innsjøer i Sør-Norge-fiskestatus innenfor geografiske rutnett. NINA Forskningsrapport 32, 1-12.
- Berglind, L., H. Holtan and O.M. Skulberg. 1983a. Case studies on off-flavours in some Norwegian lakes. Wat. Sci. Technol. 15 (6/7): 199-209.

- Bjørndalen, K. 1982. Gonyostonum semens- En ny problemalge? *Limnos* 2: 12-15.
- Bjørndalen, K. og Ø. Løvstad. 1984. En regionalundersøkelse av innsjøer i Østfold. Eutrofiering og problemalger. Vann-1-84. 10 s.
- Bodzek, D. and B. Janoszka. 1999. Comparison of polycyclic aromatic compounds and heavy metals contents in sewage sludges from industrialized and non-industrialized region. *Water, Air, and Soil Pollution* 111: 359-369.
- Borgvang, S.A. og J.R. Selvik, 2001. EU's Vanddirektiv. NIVA. Årbok 2000:23-25.
- Bradley, D.C. and S.J. Ormerod. 2002. Long-term effects of catchment liming on invertebrates in upland streams. *Freshwater Biology* 47: 161-171.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikatorer på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp. Løpenr. 2344. 111 s.
- Buttle, J.M. and R.A. Metcalfe. 2000. Boreal forest disturbance and streamflow response, northeastern Ontario. *Can. J. Fish. Sci.* 57: 5-18.
- Bækken, T. 1993. Miljøpåvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje. NIVA-rapp. Løpenr. 2874.
- Bækken, T., G. Kjellberg og A. Linløkken. 1999. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999-2. 55 s.
- Bækken, T., G. Kjellberg, E-A Lidstrøm og T.A. Nordhagen. 2000. Overvåking av Grønavassdraget i Trysil i 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 4166-2000. 70 s.
- Carignan R. and R.J. Steedman. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1-4.
- Direktoratsgruppe. 2001. Vurdering av konsekvensene av å innføre Europaparlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF. Om fastleggelse av en ramme for fellesskapets vannpolitikk. 87 s.
- Dokulil, M.T. and K. Teubner. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438: 1-12.
- Edler, L., E. Willen, T. Willen og G. Ahlgren. 1995. Skadelige alger i sjöar och hav. Naturvårdsverket rapport 4447. 91 s.
- Eikenes, O., A. Njøs, T. Østdahl og T. Taugbøl. 2000. Flommen kommer. Slutrapport fra Hydra – et forskningsprogram om flom. 108 s.
- Erickson, R.J., D.A. Benoit, V.R. Mattson, H.P. Nelson and E.N. Leonard. 1996. The Effects of Water Chemistry on the Toxicity of Copper to Fathead Minnows. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 181-193.
- EPA. 1986. Quality Criteria for Water. US Environm. Protect. Agency. EPA 440/5-86-001.
- Faulkner, H. V. Edmonds-Brown and A. Green. 2000. Problems of quality designation in diffusely polluted urban streams-the case of Pymme's Brook, north London. *Environmental Pollution* 109: 91-107.

- Fjeld E., S. Øxnevad, N. Følsvik og E. Brevik. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA-rapp. Løpenr. 4072-99. 28 s.
- Fjeld, E., J. Knutzen, E.M. Brevik, M. Schlabach, T. Skottvold, A.R. Borgen og M. L. Wiborg. NIVA-rapp. Løpenr. 4402-01. 48 s.
- Faafeng, B., D.O. Hessen og P. Brettum. 1991. Eutrofiering av innsjøer i Norge. Statens forurensningstilsyn. Rapport 497/92 TA 814/1992.
- Faafeng, B., E. Lydersen, G. Kjellberg og V. Bjerknes. 1998. Miljøkonsekvenser av flom-flom og vannkvalitet. HYDRA-rapport nr. Mi01. 67 s.
- Følsvik, N. og E.M. Brevik. 1998. Nivåer av tinnorganiske forbindelser i lake (*Lota lota*) fra norske innsjøer. NIVAs årsberetning for 1998.
- Følsvik, N. and E.M. Brevik. 1999. Levels of organotin compounds in Burbot (*Lota lota*) from Norwegian lakes. J. High. Resol. Chromatogr. 22: 177-180.
- Garcia, E. and Carignan R. 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. Can. Fish. Aquat. Sci. 57: 129-135.
- GEOfuturum AS. 1996. Effekter av veisaltning på jord, vann og vegetasjon. Hovedrapport del III.
- Glåma som fiskeelv. En utredning med sikte på innføring av laks og sjøaure i større deler av vassdraget. 1979. Vardings trykkeri, Sarpsborg. 118 s.
- Goodyear, K.L. and S. McNeill. 1999. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. The Science of Total Environment 229: 1-19.
- Grande, M. 1966. Effect of copper and zinc on salmoid Fishes. Adv. Wat. Pollut. Res. 3(1): 97-111.
- Grande, M. 1966. Effect of copper and zinc on salmonid Fishes. Adv. Wat. Pollut. Res. 3(1): 97-111.
- Grande, M. 1991. Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA-rapp. Løpenr. 2562. 136 s.
- Grande, M., S. Andersen, P. Brettum, K. Hylland og J.E. Løvik. 1996. Storvartz-prosjektet. Dokumentasjon av gruedriftens påvirkning av miljøet. Del II: Biologiske undersøkelser i Hittervassdraget. 72 s.
- Green, N.W. 2001. 20 år med JAMP-et internasjonalt overvåkingsprogra for kystfarvann. NIVA. Årbok 2000: 26-28.
- Grigal. D.F. 2002. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. Environ. Rev. 10: 1-39.
- Grumiaux, F., A. Lepretre and N. Dhainaut-Courtois. 1998. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in the north of France. Hydrobiologia 385: 33-46.
- Hamarsland, A., A. Mobæk, T. Hjemseteren, O. Nashoug og T. Qvenild. 2001. Biotoptiltak og restaurering av vassdrag-Hedmark. NVE, Rapport 15. 18 s.

- Harris, G.P. 1986. *Phytoplankton Ecology: Structure, Function and Fluctuation*, 1<sup>st</sup> end. Chapman & Hall, London.
- Heikens, A., W.J.G.M. Peijnenburg and A.J. Hendriks. 2001. Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution* 113:385-393.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 37: 1-91.
- Hedmark Fylkeskommune 2001. *Fylkesplan - Vannbruksplan for Glomma. Del I. Langsiktige mål 2001-2010*. 36 s.
- Hedmark Fylkeskommune 2001. *Fylkesplan - Vannbruksplan for Glomma. Del II. Retningslinjer - Handlingsprogram 2001-2004*. 44 s.
- Helleberg, I. 1992. *Handlingsplan Glomma. Hovedrapport. Miljøverndepartementet*. 154 s.
- Helleberg, I. 1992. *Handlingsplan Glomma. Vassdragsnær arealrapport. Miljøverndepartementet*. 61 s.
- Helleberg, I. 1992. *Handlingsplan Glomma. Sammenendragsrapport. Miljøverndepartementet*. 43 s.
- Henrikson, L. and Y.W. Brodin. 1995. *Liming Acidified Surface Waters. A Swedish synthesis*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995.
- Hockin, D.C. 1989. Spent shotgun shot in the countryside. An evaluation of the environmental conditions of a number of clay pigeon shooting schools in the united Kingdom and Sweden. Final report of stage one studies to British Association for shooting and Conservation. RPS Environmental Sciences LTD. 110 s.
- Hoffman, M. and H. Johnsson. 2000. Nitrogen leaching from agricultural land in Sweden. *Ambio* Vol. 29 No. 2, March 2000: 67-73.
- Holtan, H. 1975. *Gudbrandsdalsvassdraget, Mjøsa, Vormå. Resipientundersøkelser i forbindelse med planlagte vassdragsreguleringer. 1974-1975. Del A. NIVA-rapp. O-151/73*. 389 s.
- Holta, H. 1979. The Lake Mjøsa story. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 13: 249-258.
- Holtan, H. 1977. *Mjøsprosjektet. Fremdriftsrapport nr. 7. Undersøkelser i 1976. NIVA-rapp. O-91/69*. 45 s.
- Holtan, H. 1990. *Glommavassdraget. Forurensningsutvikling-Tidstrender. Handlingsplan Glomma*.
- Holtan, H. 1991. *Forurensningene i Glomma 1989-1990. Forurensningsbudsjett, forurensningsgrad, vurderinger og prognoser. Handlingsplan Glomma*.
- Holtan, H. 1994. *Konsentrasjon og transport av fosfor og nitrogen i Glomma 1978-1993. NIVA\_rapp. Løpenr. 3000*. 11 s.
- Holtan, H., P. Brettum, B. Hals og G. Holtan. 1982. *Glåma i Hedmark. Delrapport om innsjøer. Undersøkelser i tidsrommet 1978-1980. NIVA-rapp. Løpenr. 1397*. 96 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1916. *Mjøsens fisker og fiskerier. Det Kgl. Norske Videnskabers Selskas Skrifter 1916. Nr. 2. Aktetrykkeriet i Trondheim 1917*. 257 s.



- Hylland, K., R.T. Arnesen, T. Bakke, Å. Bakketun, E. Iversen, E-A Lindstrøm, A. Tobiesen og K.J. Aanes. 1997. Sink i ferskvann- kjemi, tilførsler og biologiske effekter. NIVA-rapp. Løpenr. 3801-97. 70 s.
- Hylland, K., R.T. Arnesen, T. Bakke, Å. Bakketun, T. Bækken, E. Iversen, E-A. Lindstrøm, A. Tobiesen og K.J. Aanes. 1998. Sink i ferskvann-kjemi, tilførsler og biologiske effekter. NIVA-rapp. Løpenr. 3801-97. 70 s.
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologia* (Berlin) 13 (2): 249-261.
- Håstein, T., O. Hegge, G. Kjellberg, F. Langvad og P. Østergård. 1999. Fiskdød i Oppland i perioden 1990-1998 forårsaket av soppen *Saprolegnia* spp. Notat fra Veterinærinstituttet.
- Iversen, E. R. og R.T. Arnesen. 2001. Forurensningstransport i Nordgruvefeltet, Røros. Undersøkelser i 1999 og 2000. NIVA-rapp. Løpenr. 4372-2001. 42 s.
- Iversen, E. R. og R.T. Arnesen. 2001. Undersøkelse av forurensningssituasjonen i øvre Glåma. NIVA-rapp. Løpenr. 4389-2001. 35 s.
- Iversen, E.R. 1998. Vannforurensning fra nedlagte gruver. Del IV. NIVA-rapp. Løpenr. 3787-98. 63 s.
- Iversen, E.R. 2000. Oppfølging av forurensningstilførsler fra Folldal sentrum. Undersøkelser i 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 4264-2000. 26 s.
- Iversen, E.R., M. Grande og K.J. Aanes. 1999. Norsulfid AS avd. Folldal Verk. Kontrollundersøkelser etter nedleggelse av driften. NIVA-rapp. Løpenr. 4036-99. 91 s.
- Jansson, S-T. 1996. Kalkingsplan for Østfold. Mot år 2000. Fylkesmannen i Østfold, miljøvern avdelingen. Rapport nr: 4/96. ISBN nr: 82-7395-117-0. 27 s.
- Jüttner, F. 1983. Volatile odorous excretion products of algae and their occurrence in the natural aquatic environment. *Wat. Sci. Tech.* 15: 247 – 257.
- Jüttner, F. 1988. Biochemistry of biogenic off-flavour compounds in surface waters. *Wat. Sci. Tech.* 20: 107 – 116.
- Kjellberg, G. 1982. Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring. NIVA-rapp. Løpenr. 1450. 104 s.
- Kjellberg, G. 1994. Påvirkning av vassdrag i forbindelse med fiskoppdrett i kommunene Elverum, Åmot og Åsnes. NIVA-rapp. Løpenr. 3085. 25 s.
- Kjellberg, G. og J.E. Løvik. 1997. Tiltaksorientert overvåking av øvre del av Glåma i 1995. NIVA-rapp. Løpenr. 3452-96. 78 s.
- Kjellberg, G. og J.E. Løvik. 1997. Tiltaksorientert overvåking av øvre del av Glåma i 1995. NIVA-rapp. Løpenr. 3452-96. 33 s.
- Kjellberg, G. og s. Rognerud. 1983. Basisundersøkelse i Storsjøen, Odal, 1982. NIVA-rapp. Løpenr. 1498. 43 s.

- Kjellberg, G. og S. Rognerud. 1984. Basisundersøkelse av Storsjøen i Rendalen 1983-85. Årsrapport 1983. NIVA-rapp. Løpenr. 1650. 45 s.
- Kjellberg, G., D. Hessen og R. Romstad. 1991. Tiltaksorientert overvåking i Glåma på strekningen Høyegga-Gjølstadvossen i perioden 1987-89. Sluttrapport basert på fysisk/kjemiske, bakteriologiske og biologiske undersøkelser. NIVA-rapp. Løpenr. 2640. 145 s.
- Kjellberg, G., O. Hegge og J.E. Løvik. 2000. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 2000. NIVA-rapp. Løpenr. 43/64. 127 s.
- Kjellberg, G., O. Hegge og J.E. Løvik. 2001. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 2000.
- Kjellberg, G., O. Hegge, E-A Lindstrøm og J.E. Løvik. 2000. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 41/70. 127 s.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse av Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp. Løpenr. 1816. 103 s.
- Kjellberg, G. 1982. Overvåking av Mjøsa. Bakgrunnsdata, historikk og videreføring. NIVA. Overvåkingsrapport 54/82.
- Lepistö, L., S. Antikainen and J. Kivinen. 1994. The occurrence of *Gonyostomum semens* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes. *Hydrobiologia* 273: 1-8.
- Lien, L., Å. Bakketun, E. Bendiksen, R. Halvorsen, G. Kjellberg, E-A Lindstrøm, M. Mjelde, O.T. Sandlund, T. Tjomsland og K.J. Aanes. 1981. Vurderinger av reguleringene i Osensjøen og Søre Osa. NIVA-rapp. Løpenr. 1283. 112 s.
- Lindestrøm, L. 1988. Zink i miljön. Statens Naturvårdsverk. Rapport nr. 3429. 111 s.
- Lindstrøm E-A., R. Skullberg and O.M. Skullberg. 1973. Observations on Planktonic Diatoms in the Lake – River System Lake Mjøsa - Lake Øyeren – River Glomma, Norway. *Norwegian Journal of Botany*. Vol. 20 Nos. 2-3: 183 – 195.
- Lindstrøm, E-A, G. Kjellberg og R. F. Wright. 2000. Tålegrensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt ”grønske”. NIVA-rapp. Løpenr. 4187. 40 s.
- Lingsten, L. og H. Holtan. 1981. Glåma i Hedmark. Hovedrapport. Undersøkelser i tidsrommet 1978 – 80. NIVA-rapp. Løpenr. 1304. 114 s.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Naturvårdsverket Rapport 3628. 80 s.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Natutvårdsverket Rapport 3628. 80 s.
- Longhurst, A.R. and W.G. Harris. 1989. The biological pump: profiles of plankton production and consumption in the upper ocean. *Prog. Oceanogr.*, 22, 47-123.
- Løvik, J.E. og G. Kjellberg. 1995. Tiltaksorientert overvåking av øvre del av Glåma i 1994. Konsentrasjon og transport av organisk stoff og næringsalter. NIVA-rapp. Løpenr. 3227. 33 s.

- Løvik, J.E., G. Kjellberg, T. Bækken og R. Romstad. 1997. Resipientundersøkelse i Glåma i forbindelse med ny utslippstillatelse for Rena kartongfabrikk ASA. NIVA-rapp. Løpenr. 3731-97. 26 s.
- Marisol, F. and J. Catalan. 2000. The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *Journal of Plankton Research* Vol. 22 no. 1: 91-105.
- Martinez, E.A. et al. 2001. Induction of Morphological Deformities in *Chironomus tentans* Exposed to Zink- and Lead-Spiked Sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 20, No. 11: 2475-2481.
- Martinsen, T. 2002: i Berge, D. og K. Bjørndalen. 2002. Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994-2000-Hovedrapport. Akershus fylkeskommune, In press.
- Mason, R.P., J.M. Laporte and S. Anders. 2000. Factors Controlling the bioaccumulation of Mercury, Methylmercury, Arsenic, Selenium, and Cadmium by Freshwater Invertebrates and Fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38: 283-297.
- Nashoug, O. 1990. LENKA i Hedmark. Landsomfattende egnethetsvurdering av den norske kystsonen og vassdragene for akvakultur. 54 s.
- Naturvårdsverket, 2000. Kalkning på 2000-talet. Rapport 5086. 54 s.
- Naturvårdsverket. 2001. Sötvatten-årsskrift från miljöövervakningen 2001. 44 s.
- Naturvårdsverket. 2002. Metaller i stad och land. Miljöproblem och åtgärdsstrategier. Rapport 5184. 31 s.
- NGU. 1989. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Oslo. NGU rapport nr. 89.145.
- NGU. 1990. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Akershus fylke. NGU rapport nr. 90.084.
- NGU. 1990. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Østfold fylke. NGU rapport nr. 90.083.
- NGU. 1990. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Hedmark fylke. NGU rapport nr. 90.121. 168 s.
- NGU. 1990. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Sør-Trøndelag fylke. NGU rapport nr. 90.127.
- SFT. 1991. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn - Sluttrapport. SFT-rapport nr. 91.01. 53 s.
- Nicholls M. 1990. Forurensningsregnskap og – Budsjett 1985-1995-Romerike. ANØ-rapport 51/89. 84 s.
- Nikolaisen, A. 1990. Vannbruksplan for Glomma. Forurensning og vannkvalitet. Fagrapport 01. Hedmarks Fylkeskommune. 16 s.

Nikolaisen, A. 1992. Fylkesdelplan. Vannbruksplan for Glomma. Langsiktige mål og strategier. Handlingsprogram 1992-95. Hedmark Fylkeskommune. 69 s.

NIVA 1970. O-15/64. Øyeren: En limnologisk undersøkelse 1961-1968. 48 s.

NIVA 1981 B. O-8000204. Rutineundersøkelse av Vormå, Glåma i Akershus og Nitelva, 1980. Rapport nr. 21/81. 42 s.

NIVA 1981. O-78045: Glåma i Hedmark. Hovedrapport. Undersøkelser i tidsrommet 1978-1980. 115 s.

Nürnberg, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hard-water with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lakes and Reservoir Management* 12: 432-447.

Oredalen, T.J. og W. Aas 2000. Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i sørøst Norge. NIVA-rapp. Løpenr. 4310.

Overrein, L., H.M. Seip and A. Tollan. 1980. Acid precipitation: effects on forest and fish. FR 19/80. SNSF project, Ås-NLH, Norway. Norwegian Ministry of Environment, Oslo, Norway.

Palmer 1959 ????

Palmer, T.N. and J. Räisänen. 2002. Quantifying the risk of extreme seasonal precipitation events in a changing climate. *Nature*, 415: 483-484.

Persson, P-E. 1988. Odorous algal cultures in culture collections. *Wat. Sci. Tech.* 15: 1-11.

Playle, R.C., D.G. Dixon and K. Burnison. 1993. Copper and Cadmium Binding to Fish Gills: Modification by Dissolved Organic Carbon and Synthetic Ligands. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2667-2677.

Petrovic, M., M. Kastelan-Macan and A. J. M. Horvat. 1999. Interactive sorption of metals ions and humic acids onto mineral particles. *Water, Air, and Soil Pollution* 111: 41-56.

Qvenild, T. 1995. Kalkningsplan for Hedmark-Høring. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. 71 s.

Qvenild, T. og A. Linløkken. 1989. Glomma-fisk og reguleringer. Sluttrapport fra Glommaprosjektet. 62 s.

Qvenild, T. og A. Linløkken. 1989. Glomma-fisk og reguleringer. Sluttrapport fra Glommaprosjektet. 62 s.

Qvenild, T. 2002. Glommaprosjektet: Årsmelding 2001. Fylkesmannen i Hedmark. Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 1/2002. 28 s.

Qvortrup, J. 2000. EUs nye rammedirektiv for vannressurser. Kommunenes Sentralforbund. 35 s.

Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fenn.* 19: 95-107.

- Rekolainen, S., M. Verta and A. Liehu. 1986 b. The effect of airborne mercury and peatland drainage on sediment mercury content in some Finnish forest lakes. Publ. Of the Wat. Res. Inst., Nat. Board of Waters, Finland, 65: 11-20.
- Reynolds, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. 384 s.
- Rognerud, S. 1989. Glåma i Kongsvinger-regionen og Storsjøen i Odal. Sluttføport for undersøkelsene i 1987 og 1988. NIVA-rapp. Løpenr. 2255.
- Rognerud, S. 1989. Glåma i Kongsvinger-regionen og Storsjøen i Odalen. Sluttrapport for undersøkelsene i 1987 og 1988. NIVA-rapp. Løpenr. 2255. 22 s.
- Rognerud, S. og E. Fjeld. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Statelig program for forurensningsovervåking. Rapport 426/90. 79 s.
- Rognerud, S., E. Fjeld og G. Sundstøl Eriksen. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Statelig program for forurensningsovervåking. Rapport 673/96. 21 s.
- Rognerud, S. 1992. Vannkvalitetsundersøkelser i Hedmark fylke. Fylkesmannen i Hedmark, miljøavdelingen. Rapport 4/92. 30 s.
- Rognerud, S. og G. Kjellberg. 1984. Rutineundersøkelse i Glåma oppstrøms Vorma 1983. NIVA-rapp. Løpenr. 1622. 23 s.
- Rognerud, S., G. Kjellberg og B. Boye. 1991. Vannforurensning fra skytefelt. Del 1. Generell vurdering av beveglighet og giftighet av tungmetaller som deponeres i militære skytefelt. NIVA-rapp. Løpenr. 2668. 65 s.
- Rognerud, S., G. Kjellberg, R. Romstad og M. Mjelde. 1987. Overvåking av Øvre Glåma. Sluttrapport for undersøkelsen 1984-86. NIVA-rapp. Løpenr. 2017. 22 s.
- Rognerud, S., E. Fjeld og G. Sudestøl Eriksen. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Statelig program for forurensningsovervåking. Rapport ISBN 82-7655-017-7. 21 s.
- Rognerud, S., E. Fjeld og J.E. Løvik. 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. NIVA-rapp. Løpenr. 3699-97. 37 s.
- Rognerud, S., E. Fjeld og J.E. Løvik. 1999. Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter. NIVA-rapp. Løpenr. 4024-99. 74 s.
- Rognerud, S. 2002. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 11 års overvåking. NIVA-rapp. Løpenr. 4512-2002. 50 s.
- Rognerud, S. og E. Fjeld. 2002. Kvikksølv i fisk fra innsjøer i Hedmark, med hovedvekt på grenseområdene mot Sverige. NIVA-rapp. Løpenr. 4487-2002. 46 s.
- Rosen, G. 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica* (Berlin), 13 (2): 263-290.
- Rosseland, B. 2002. Vannkvalitetsutvikling 1980 til 2000 i Oslo og Akershus. ANØ-rapport nr. 28/02.

- Rott, E. 1984. Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterization of lakes. Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 1078-1085.
- Rørslet, B., E-A. Lindstrøm, T. Traaen og K.J. Aanes. 1982. Glåma i Hedmark. Delrapport. Biologiske undersøkelser i Glåma med bielver 1978-80. NIVA-rapp. Løpenr. 1441. 121 s.
- Rørslett, B. et al. 1995. Etterundersøkelser i Glåma og noen sidevassdrag i Hedmark. NIVA-rapp. Løpenr. 3395. 81 s.
- Saiki, M.K., B.A. Martin, L.D. Thompson and D. Welsh. 2001. Copper, cadmium, and Zinc Concentrations in Juvenile Chinook Salmon and selected Fish-Forage organism (Aquatic Insects) in the upper Sacramento River, California. Water, Air, and Soil Pollution 132: 127-139.
- Salmaso, N. 2000. Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south of the Alps, with special reference to Lake Garda. Hydrobiologia 438: 43-63.
- Saltveit, S.J., H. Pavels, J. Heggenes og T. Bremnes. 1999. Oppvekst- og produksjonsmuligheter for laks i Glomma nedstrøms Vamma og i Ågårdselva, Østfold. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 186. 22 s.
- Scancar, J., R. Milacic, M. Strazar and O. Burica. 2000. Total metal concentration and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge. The Science of the Total Environment 250: 9-19.
- Schindler, D.W. 1971. Carbon, nitrogen and phosphorus and eutrophication of freshwater lakes. Journal of Phycology, 7: 321-329.
- Schindler, D.W. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. Limnology and Oceanography, 23: 478-486.
- Servia, M.J., F. Cobo and M.A. Gonzalez. 1998. Deformities in larval *Prodiamesa olivacea* (Meigen, 1818) (Diptera, Chironomidae) and their use as bioindicators of toxic sediment stress. Hydrobiologia 385: 153-162.
- Sevalrud, I og I.P. Muniz. 1980. Sure vatn og innlandsfisket i Norge. SNSF-prosjektet, internrapp. 77/80. 95 s.
- SFT, 2001. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport- Effekter 2000. SFT-rapport 834/01, TA-1830/2001. 197 s.
- Skjelkvåle, B.L. 2001. Redusert forsurening og biologisk forbedring. NIVA Årbok 2000: 11-13.
- Skulberg, O. 1967. Utredning for Østlandskomiteen 1967. Vannforsyning og avløpsforhold i Østlandsfylkene. Rapport 1, del 2 (NIVA).
- Skulberg, O. 1980. Blue-green alge in Lake Mjøsa and other Norwegian lakes. Progress in Water Technology 12 (2): 121-141.
- Skulberg, O. 1981. Når innsjøer og elver blir overgjødset- kulturbetingert eutrofiering og algevekst. Norek institutt for vannforskning årbok 1980: 23-30.
- Skulberg, O. 1988. Blågrønnalger-Vannkvalitet. Toksiner. Lukt- og smaksstoffer. Nitrogenbinding. NIVA-rapp. Løpenr. 2116. 121 s.

- Smith, V.H., G.D. Tilman and J.C. Nekola. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Sprague, J. B. 1964. Avoidance of copper – zink solution by young salmon in the laboratory. *Jour. Water Poll. Control. Fed.* 36: 990-1003.
- Statens Naturvårdsverk. 1976. Om metaller. En litteratursammanställning. 262 s.
- Statens vegvesen AS. Hedmark. 2002. Konsekvensutredning Rv 3/Rv 25 Løten. Hovedrapport.
- Stewart, J. C. and G. Wharton. 2001. Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *The Science of the Total Environment* 266: 103-112.
- Taugbøl, T. 1995. Operasjon Mjøsrret- Sluttrapport. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen. Rapport 9/95.
- Taugbøl, T. og J. Skurdal. 1996. Ferskvannskreps i Norge. Kunnskapsstatus og forvaltningserfaring. Østlandsforskning, rapport 13/96. 84 s.
- Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtp plankton. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4 280 s.
- Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtp planktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91 620-1115-4. 280 s.
- Tingvold, J.K. 1999. Effekt av vassdragsreguleringer i Glomma og Lågen på stor flom. HYDRA-rapport F04. 56 s.
- Trevor, P et al. 2000. Long-Term Temporal Changes in the Estrogenic Composition of Treated Sewage Effluent and Its Biological Effects on Fish. *Environ Sci. Technol.* 34: 1521-1528.
- USEPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Copper. Report no. EPA 440/481-015, NTIS No. PB 85-227023, USEPA Office of Water regulations and Standard, Washington, D.C.
- Utermöhl, H. 1958. Zür Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol*, 9: 1-38.
- Vindbæk Madsen, T. and N. Cedergreen. 2002. Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology* 47: 283-291.
- Willen, E. 2000. Phytoplankton in Water Quality Assessment-An Indicator Concept. *Hydro. And Limnol. Aspects of Lake Monitoring.* ISBN 471 89988-7: 58 – 80.
- World Commission on Dams 2000 a. WCD Case Study. The Glomma and Laagen River Basin in Norway. Final report: November 2000. 153 s.
- World Commission on Dams 2000 b. Dams and development. A new framework for decision-making. Earthscan Publication Ltd, London and Sterling, VA. 404 s.
- Yano, H., M. Nakahra and H. Ito. 1988. Water blooms of *Uroglena americana* and the identification of odorous compounds. *Wat. Sci. Tech.* 20: 75-80.

Østdahl, T. og T. Taugbøl. 1998. Miljøeffekter av flomforebyggende tiltak – en litteraturstudie. NVE, HYDRA-rapport Mi03. 46 s.

Østlandskonsulent A/S. 1978. Registrering av avfallsbehandlingsanlegg i Hedmark. 513 s.

Østlandskonsulent A/S. 1993. Handlingsplan for oppgradering av kommunale fyllplasser i Hedmark. 107 s.

Aanes, K.J., A.H. Erlandsen og J.E. Løvik. 1982. Rutineundersøkelser i Øyeren 1981. NIVA-rapp. Løpenr. 1415. 47 s.

Aanes, K.J., A.H. Erlandsen og P. Brettum. 1982. Rutineundersøkelser i Øyeren 1980. NIVA-rapp. Løpenr. 1366. 40 s.

Aanes, K.J., P. Brettum og E-A. Lindstrøm. 1981. Rutineundersøkelse av Vorma, Glåma i Akershus og Nitelva, 1980. NIVA-rapp. Løpenr. 1345. 42 s.



## **6. Vedlegg**

Vedlegg A: Tidligere undersøkelser i Glomma inkl. Vormå og Øyeren.

Vedlegg B: Menneskeskapt belastning og inngrep i Glomma inkl. Vormå og Øyeren.

Vedlegg C: Industribedrifter som har egne utslipp til Glomma

Vedlegg D: Primærdata for elvestasjonene.

Vedlegg E: Primærdata fra hovedstasjonen i Øyeren.

## Vedlegg A.

### Tidligere undersøkelser i Glomma inkl. Vorma og Øyeren

#### *Gruveforurensning.*

NIVA har siden midten på 1960-tallet til i dag utført en rekke undersøkelser i forbindelse med vannforurensningen fra de nedlagte gruver i Folla og øvre Glåma. Undersøkelsene omfatter kartlegging av forurensningstilførslene fra gruveområdene, samt effektene av denne avrenning på berørte vassdrag. Aktuelle referanser er Arnesen (1969), Arnesen (1996), Grande et al. (1996), Iversen (1998) Iversen et al. (1999), Iversen og Arnesen 2001, Iversen og Arnesen 2001 og Iversen (2001).

#### *Overgjødsling og forurensning p.g.a. organisk stoff (saprobiering).*

De har f.o.m. 1961 til i dag blitt utført en rekke undersøkelser over forurensningssituasjonen og innholdet av næringsalter i Glommavassdraget. De fleste av undersøkelsene er utført i forbindelse med prosjekt "Statelig program for forurensningsovervåking" i perioden 1982-1995. Ved disse undersøkelser har en som regel registrert vannkjemi og forekomst av begroingsorganismer og bunndyr. Ut fra resultatene har en vurdert forurensningsgrad ut fra de økologiske forhold (se Kjellberg et al. 1985). Følgende rapporter og referanser beskriver og vurderer forurensningssituasjonen i hovedelva og i noen av de større bielvene: Skulberg 1967, Arnesen 1969, Holtan 1970, Lingsten og Holtan 1981, Alsaker-Nøstdal 1981, Holtan et al. 1982, Rørslett et al. 1982, Aanes et al. 1982 og 1982, Kjellberg og Rognerud 1983 og 1984, Rognerud et al. 1987, Rognerud 1989, Holtan 1990, Nikolaisen 1990, Holta 1991, Kjellberg et al. 1991, Kjellberg og Løvik 1997, Rosseland 2002, Berge og Bjørndalen 2002. I forbindelse med overvåkingsprosjektet PARCOM, som startet i 1990, tas det kontinuerlig ut prøver for analyse av næringsalter, organisk stoff og partikkelinnhold ved Sarpfossen. Her utføres også stofftransportberegninger (Weideborg et al. 2001).

#### *Undersøkelser i forbindelse med vassdragsreguleringer.*

Glommavassdraget er utnyttet til kraftproduksjon gjennom en rekke reguleringsanlegg. I denne forbindelse har det blitt utført en rekke før- og etterundersøkelser. Enkelte av de nyere undersøkelsene er konsesjonspliktige. NVE har også hatt et spesielt program for etterundersøkelser i Glommavassdraget inklusive Øyeren (Rørslett et al. 1995 og Berge og Bjørndalen 2002). Videre har det blitt utført et eget fiskeprosjekt "Glommaprosjektet". Dette prosjekt har vært et praktisk orientert prosjekt som har tatt sikte på å komme fram til mulige tiltak etter reguleringer og kraftverksutbygginger for å få en best mulig fiskeproduksjon av harr og ørret slik elva er nå (Qvenild og Linløkken 1989, Qvenild 2002). Ved de ordinære før- og etterundersøkelsene har en som regel registrert vannkjemi og forekomst av begroingsorganismer, bunndyr og til dels fisk. Følgende rapporter og referanser står her sentralt: Holtan 1973, Lien et al. 1981, Lien et al. 1981, Svarte 1983, Heggenes et al. 1985. Linløkken og Qvenild 1987, Rognerud et al. 1988, Hessen og Kjellberg 1989, Linløkken 1989, Kjellberg et al. 1991, Hessen et al. 1992, og ikke minst rapport "Miljøfaglige undersøkelser i Øyeren 1994 - 2000 (Berge og Bjørndalen 2002). Videre så har Saltveit et al. (1999) utført en undersøkelse som behandler oppvekst- og produksjonsmuligheter for laks i Glomma nedstrøms Vamma og i Årgårdselva, Østfold. Vi kan her også nevne en utredning med sikte på innføring av laks og sjøaure i større deler av Glommavassdraget (1979).

NVE har i perioden 1997 - 2000 hatt et forskningsprogram om flom (HYDRA-programmet) i Glommavassdraget (Eikenæs et al. 2000). Videre pågår fra 1985 prosjektet forsknings- og referansevassdrag Atna. Det har også blitt utført en sammenstilling av data fra Glomma og Lågen i forbindelse med prosjekt "World Commission on Dams (WCD) case studie in Glomma and Lågen 1999. (WCD 2000 a og b).

*Forsuring.*

Forsuringssituasjonen i Glommavassdraget er utførlig beskrevet i Kalkingsplan for Hedmark (Qvenild 1995) og kalkingsplan for Østfold (Jansson 1996). Kalkingsplan for Oslo og Akershus er under utarbeidelse av fylkesmannen og vil bli utgitt i 2002. I kalkingsplanene omtales også de vassdrag som blir eller har blitt kalket. Videre gis det forslag til nye kalkingsobjekter.

*Referansevann.*

I 1986 satte SFT og NIVA i gang med 1000 sjøers undersøkelsen. Hensikten er å kartlegge forsuringproblemet i ulike deler av Norge og se på den videre utviklingen i forsuringrammede innsjøer. Det ble derfor plukket ut 100 vann som skal være referansevann. Referansevannene er viktige å ha for å kunne følge utviklingen i forsurrede lokaliteter, og for å kunne sammenligne utviklingen i vassdrag som ikke er forsuret med vassdrag som blir kalket (Jansson 1996).

I Glommavassdraget er det etablert 19 st. referanselokaliteter fordelt som følger:

- Sør-Trøndelag (3 st.) I Skebrosjøene følger en utviklingen av vannkvaliteten og i Tufsinga følger en også utviklingen av de biologiske forhold.
- Hedmark (9 st.) I Skurvsjøen, Mjøsjoen, Meitsjøen, og den navneløse innsjøen "Hoh 1066" følger en utviklingen av vannkvaliteten og i Atnasjøen, Måsabuttjøenna, Store Brennvolltjern, Holmsjøen og Søre klettsjøen følger en også utviklingen av de biologiske forhold.
- Oslo/Akershus (3 st.) I Langtjern og Holvatn følger en utviklingen av vannkvaliteten og i Store Lyseren følger en også utviklingen av de biologiske forhold.
- Østfold (3 st.) I Isebaktjern følger en utviklingen av vannkvaliteten og i Tvetervatn, Bredtjernn og Ravnsjøen følger en også utviklingen av de biologiske forhold.

Resultatene fra disse innsjøer og tjern har vist at pH og alkalitet har økt i de seinere år unntatt i 2000 da det på høsten kom store nedbør mengder, mens det har vært små forandringer da det gjelder de biologiske forhold (SFT 2001).

*Miljøgifter.*

I en landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i fisk som ble utført i 1988-89 og i 1990 (Rognerud et al. 1996) samt i et prosjekt i Hedmark (Rognerud og Fjeld 2002) har kvikksølvinnholdet i fisk blitt registrert i et flertall innsjøer i Glommavassdraget. Videre har innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter blitt registrert i sedimenter i et flertall innsjøer bl.a. i Øyeren og Lyseren. (se Rognerud et al. 1997 og Rognerud et al. 1999). Organiske miljøgifter i fisk har blitt registrert i Namsjøen og Hurdalssjøen (Fjeld et al. 2001) samt fra enkelte lokaliteter i Glomma fra Elverumsdistriktet ned til Sarpsborg (Følsvik og Brevik 1998 og 1999, Fjeld et al. 2001). Vi bør her også nevne at det foreligger et stort fiskemateriale fra Mjøsa som vist at Mjøsområdet sannsynligvis er en viktig kilde til forurensing av nedre del av Glommavassdraget (Følsvik og Brevik 1998, Fjeld et al. 1999, Fjeld et al. 2001)

*Hygienisk/bakteriologiske undersøkelser.*

I forbindelse med Handlingsplan Glomma er det utført en hygienisk/bakteriologisk undersøkelse langs hele Glomma (Helleberg 1992) for øvrig foreligger bare mer lokalt begrensede undersøkelser (Lingsten og Holtan 1981, Rørslett et al. 1982, Aanes 1981, Aanes et al. 1981, Kjellberg et al. 1991), unntatt i nedre del av vassdraget ved de kommunale drikkevannverkene der det kontinuerlig tas prøver. De hygieniske forhold i nedre Glomma er derfor godt kjent, men det mangler nyere data fra øvre del av vassdraget samt en mer helhetlig vurdering.

## Vedlegg B.

### Menneskeskapte belastninger og inngrep i Glomma inkl. Vorma og Øyeren.

I Handlingsplan Glomma, Hovedrapport (Helleberg 1992) og i tilhørende Fylkeskommunale delrapporter og fagrapporter (bl.a. Nicholls 1990) er det gitt en bred oversikt av brukerinteresser og menneskeskapte belastninger og inngrep. I dette kapittel har vi sammenstillt de viktigste potensielle og vedvarende forurensningskilder og inngrep som er berørt i Handlingsplan Glomma samt bidratt med noen nye momenter.

#### Punktkilder

##### *Jordbruk.*

Utslipp og utsig fra melkerom, siloanlegg og gjødselkjellere er her potensielle forurensningskilder. I dag er det vedvarende utsig og uhellsutslipp som forekommer. Forurensningseffekter som økt algevekst og økt forekomst av høyere vannplanter (overgjødsling/eutrofiering), stor og sjenerende forekomst av bakterier, sopp og ciliater (saprobiering), tilslamming og økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) står her sentralt. Punktkilder i jordbruket er utførlig behandlet i Handlingsplan Glomma og for nærmere informasjon så henvises leseren til Handlingsplan Glommas delrapporter.

##### *Industri.*

De fleste mindre industribedrifter fører for tiden sitt avløpsvann til kommunalt avløpsanlegg. De større bedrifter har som regel egne utslipp til Glomma og som SFT er myndighet for. I dag er det ifølge SFT (pers. med. Trine Berntzen) 41st. industribedrifter (1 st. i Sør-Trøndelag, 5 st. i Hedmark, st. i Oslo/Akershus og i Østfold) som har egne renseanlegg der de slipper mer eller mindre rensset prosessvann ut i Glomma. Tabell over de aktuelle bedrifter er gitt i vedlegg C. For mer informasjon se Handlingsplan Glomma.

##### *Kommunale kloakkanlegg.*

Langs Glommavassdraget finnes 50 (17 st. i Hedmark, 23 Oslo/Akershus og 10 i Østfold) kommunale renseanlegg. Disse vil alltid belaste vassdraget med rensset avløpsvann. Videre vil det skje uhellsutslipp samt overløpsdrift og lekkasjer i ledningssystemene. For mer informasjon se Handlingsplan Glomma.

Vi kan også regne med at det vil komme ut miljøgifter fra de kommunale renseanleggene. Aktuelle stoffer er tungmetallene bly (Pb) kadmium (Cd), krom (Cr), kopper (Cu), nikkel (Ni) og kobolt (Co) samt jern (Fe) og mangan (Mn). Videre polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), klororganiske stoffer som bl.a. dioksiner og PCB samt polybromerte difenyletrere (PBDE) (Bodzek and Janoszka 1999, Scancar et al. 2000). Videre kommer det ut østrogen og stoffer som er østrogen hermere. Andra stoffer som kan være hormonhermere kan også forekomme (Trevor et al. 2000).

##### *Separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse.*

Separate avløpsanlegg i spredt bebyggelse er potensielle og i mange tilfeller også vedvarende forurensningskilder. Utsig av næringssalter, lett nedbrytbar organisk stoff og tarmbakterier står her sentralt. Særlig i mindre vassdrag kan utsig fra spredt bebyggelse gi forurensningseffekter som økt forekomst av begroingsalger, vannmoser og høyere vegetasjon (overgjødsling/eutrofiering), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning). For mer informasjon se Handlingsplan Glomma.

#### *Hytteområder og fritidsboliger.*

I morderne hytteområder, som har innlagt vann, får vi de samme forutsetninger som i spredt bebyggelse. I hytteområder som ikke har innlagt vann får vi en mer diffus avrenning av i første hand næringsalter som på sikt kan påvirke nærliggende vannforekomster som kan bli overgjødset (eutrofiert).

#### *Sjøpelfyllinger.*

Eldre og vedvarende sjøpelfyllinger bidrar som regel med jernholdig sigevann. I mange tilfeller inneholder også sigevannet organisk stoff, næringsalter, organiske miljøgifter og toksiske metaller. Som regel er forurensningen fra sjøpelplasser av lokal karakter, men det er utsig av miljøgifter kan større områder bli berørt. For mer informasjon se Østlandskonsulent A/S 1979 og NGU 1991.

#### *Barkfyllinger.*

Eldre barkfyllinger finner vi ved sagbrukene som ligger langs elva samt ved barkeplasser som ble benyttet da det var tømmerfløting i vassdraget. Ingen av disse synes å utgjøre noen forurensningskilder av betydning. Det er heller ikke risiko for at de skal bli fremtidige forurensningskilder. Lokalt kan de likevel skape forurensningsproblemer og særlig da mindre vassdrag blir berørt. Eksempel på dette er bl.a. barkfyllingen ved Moelven Østerdalsbruket på Koppang.

#### *Vannverk.*

Det er en rekke større vannverk i Glommavassdraget inkl. Mjøsa og i alt får mer enn 250.000 personer sitt drikkevann fra vassdraget. Ca. 80 000 mennesker får i dag sitt drikkevann fra 7 større kommunale vannverk med dypvannsinntak i Mjøsa og i Akershus så forsynes hele nedre Romerike, i Østfold Askim og Sarpsborg- og Fredrikstad-regionen. Vannbehandlingen ved disse vannverk medfører ikke til utslipp av prosessvann av større omfang. Der en benytter membranfilteranlegg og ionebytteranlegg (Vestre-Toten, Sør-Odal og Nord-Odal kommuner) slipper en ut konsentrat av humus. Disse utslipp utgjør dog ikke noen større belastning (se Kjellberg et al. 2000). For mer informasjon se Handlingsplan Glomma. Vannuttak til drikkevann ved de større vannverk har ikke ført til noen negativ virkning på resipientkapasiteten i tørrværsperioder.

#### *Fiskeoppdrett.*

Langs selve Glommavassdraget (eksklusive Gudbrandsdalslågen og Vormå) finnes det for tiden 9 klekkerier, 3 intensivanlegg for produksjon av ensomrig og tosomrig settefisk (ørret) og ca. 25 anlegg der en produserer ensomrig og tosomrig settefisk (ørret, røye og harr) i naturdammer (Nashoug pers. med.). De fleste anlegg ligger i Hedmark fylke (Nashoug 1990). Videre skjer det matproduksjon av regnbueørret i et 50-talls damanlegg. De fleste anleggene er små og produserer mindre en 100 kg /år. Noe større oppdrettsanlegg for matfisk s.k. intensivanlegg finnes ikke i eller langs vassdraget. Det foreligger likevel konkrete planer om å starte oppdrett av røye langs vassdraget i Tynset, Rendalen, Stor-Elvdal og Åsnes (Tore Qvenild pers. med.). Disse planer er for tiden til utredning og konsesjonsbehandling hos Fylkesmannen i Hedmark.

I oppdrettsanlegg der fisken fores vil det skje utslipp av næringsalter, lettnedbrytbart organisk materiale samt fekalie- og forrester. Videre kan det spres sjukdommer og parasitter fra anleggene (se kap. 1.3.6). Kjellberg (1994) har utført undersøkelser ved et flertall oppdrettsanlegg i Glommavassdraget. Resultatene fra disse undersøkelser viste at:

- Naturdammer uten foring eller med begrenset foring for oppdrett av settefisk ikke eller i liten grad påvirket nedenforliggende vassdrag/resipient med hensyn til overgjødning og påvirkning av lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering).
- Naturdammer og kar med foring (intensivanlegg) for oppdrett av settefisk påvirket nedenforliggende vassdrag/resipient med økt fosfor- og nitrogenkonsentrasjon samt økt innhold av lettnedbrytbart organisk materiale. Forurensningsgraden var dog som regel liten.

- Matfiskproduksjon i naturdammer og særlig i kar/kommer med intensiv foring påvirket nedenforliggende vassdrag/resipient med økt tilførsel av næringssalter (særlig fosfor) og lett nedbrytbart organisk materiale som i mindre vassdrag gav klare overgjødslings- og saprobieringseffekter. Dvs. at det her var stor forekomst av begroingsalger og synlig forekomst av sopp og bakterier. Videre var det som regel mye for- og fekalierester like nedstrøms utslippspunktene.

Forurensningsmessig synes settefisk- og matfiskproduksjonen ennå ikke å ha skapt større problemer i selve Glommavassdraget (Glomma eksklusive Gudbrandsdalslågen og Vorma) (Nashoug 1990, Kjellberg 1994).

### **Fysiske inngrep**

#### *Vannkraftsreguleringer.*

I Glommavassdraget (eksklusive Lågenvassdraget) finnes det 21 større kraftstasjoner og et flertall reguleringsmagasiner. Følgende større innsjøer benyttes som reguleringsmagasiner: Aursunden, Savalen, Fundin, Storsjøen i Rendal, Osensjøen og Øyeren. Kraftverks- og reguleringsdammene utgjør vandringshinder for fisken. Det er bygget fisketrapper ved flere av dammene. Trappene fungerer, men i enkelte trapper er det liten fiskeoppgang (Ole Nashoug pers. med.). Rendalsoverføringen og utbygningen av Strandfossen er sannsynligvis det reguleringsinngrep som har medført størst skadeeffekt på vassdraget. Årsaken til dette er at store arealer til tider blir tørrlagt. For mer informasjon se Handlingsplan Glomma.

#### *Jordvanning.*

Glommavassdraget har stor betydning som vannkilde til jordvanning. I hovedvassdraget og i de større tilrennende vassdrag og i innsjøene medfører dette ikke noen problemer, men i mange mindre vassdrag og tjern har jordvanning bidratt til at enkelte bekkestrekninger har blitt tørrlagt og at mindre tjern har fått senket vannstand. Dette var spesielt omfattende sommeren 1994 da det var stort behov for vanning i juli.

#### *Kanaliseringer og forbygninger.*

I løpet av det siste hundreåret har en rekke sidevassdrag til Glomma blitt sterkt påvirket og endret av ulike fysiske inngrep. De viktigste står tømmerfløtingen og kanaliseringer/dreneringer innen jordbruket for. Dette har skapt ensartede biotoper med redusert verdi for fisk, vanntilknyttet dyreliv og friluftsliv/rekreasjon (Hamarsland et al. 2001). Disse inngrepene har også redusert fiskeproduksjonen og reproduksjonsmulighetene for Glommafisken (Qvenild og Linløkken 1989). Det har også blitt utført fysiske inngrep langs selve Glomma som senkninger og forbygninger i forbindelse med flomsikring, veibygging i strandområder. Inngrepene har i hovedsak bestått i elveløpskorreksjoner, senkninger og bygging av flomverk. Både strandlinje og bunn- og strømforhold blir ensartede og gir reduserte muligheter for gyting og overvintring (Qvenild og Linløkken 1989). For mer informasjon se Handlingsplan Glomma, Qvenild og Linløkken (1989), Østdahl og Taugbøl (1998) og Tingvold (1999).

#### *Biotopforbedrende tiltak.*

En rekke mellomstore sideelver til Glomma har blitt kanalisert og rensket opp for å lette fløtingen slik at egnetheten som habitat for fisk er blitt forringet (for mer informasjon se Handlingsplan Glomma). For tiden er Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) i samarbeide med Fylkesmannen i Hedmark i ferd med å gjennomføre biotopforbedrende tiltak i et flertall av disse vassdragene. Hovedmål er at innsatsen innen biotopiltak og restaurering av vassdrag settes inn der effekten er størst (Hamarsland et al. 2001). For mer informasjon om biotopforbedrende tiltak se Hamarsland et al. (2001).

## Arealbruk og diffuse kilder

### *Skytefeltet og skytebaner*

Det finnes en rekke skytebaner og lerduebaner i nedbørfeltet til Glomma. Videre tilkommer de militære skytefeltene og øvingsområdene ved Rødsmoen, Terningmoen og Hasslemoen. I fremtiden tilkommer også det nye "Regionfeltet" ved Deset. På skytebanene og i de militære skyte- og øvingsområdene deponeres årlig betydelige mengder tungmetaller (særlig bly og kobber) og enkelte andre elementer som er giftige i lave konsentrasjoner ( for mer inngående informasjon se Rognerud et al. (1991)). Det er i første hand utsig av bly og kobber som kan skape vannforurensning. Undersøkelser ved et flertall militære skytefeltet (Rognerud 2002) har vist at forurensningen er av lokal karakter og i hovedsak berører mindre vassdrag som renner fra eller gjennom skytefeltene og/eller øvingsområdene (Rognerud 2002). Dette gjelder også for lerduebaner og offentlige skytebaner (Hockin 1989, Rognerud et al. 1991).

### *Skogbruk.*

#### Erosjon.

Skogsbilveier og veltplasser kan bidra med økt transport av sand og jordpartikler til bekker og elver i våravsmeltingsperioden og i perioder med mye regn. Økt tilførsel av sand og jord kan tette igjen bunnsstratet slik at bunndyr og gyteplasser for fisk kan bli negativt påvirket. Dette synes likevel ikke å utgjøre noe større problem i Glommavassdraget.

#### Veikulverter.

Der skogsbilveier krysser mindre vassdrag legges det ofte ned kulverter eller rør. Plasseringen av disse er ofte slik at de utgjør vandringshinder for fisk og enkelte typer bunndyr.

#### Kanaliseringer og forbygninger.

De største menneskelige inngrepene av fysisk karakter i mange av de mindre skogselver som tillrenner Glomma er kanalisering og forbygningsarbeider i tilknytning til tidligere tømmerfløting. Langs enkelte elvestrekninger er det også utført flomsikringiltak som har gitt elva et "kanalpreget" utseende. Elven er her bred og grunn. I forbindelse med fløtingen ble det bygget dammer for vannslipp. Lange elvestrekninger ble rensket for stor stein og blokker, mindre kulper ble fjernet, svinger rettet ut og elvekanter forbygget. Det meste av dette arbeidet ble utført med hjelp av gravemaskiner og bulldosere i 1950 og 1960 åra. Slike elvestrekninger blir kanallignende, og de fysiske- og biologiske forholdene er sterkt forandret i forhold til naturgitt tilstand. Enkelte elvestrekninger har steinsatte elvekanter uten overhengende trær eller annen vegetasjon. Disse fysiske forandringene har først og fremst påvirket ørret- og harrbestanden med bl.a. tap av gyte- og standplasser for større fisk. Mulighet for utøvelse av fiske etter disse fiskeartene har også blitt redusert. Videre ser det ut som om disse strekningene er spesielt utsatte for økt mose- og "grønske"-vekst og nedising og kjøving vinterstid. For mer informasjon se Handlingsplan Glomma.

#### Grøfting.

Skogsgrøfting gir raskere drenering av skogmarken. Det bidrar til større variasjoner i vannføringen med lavere minstevannføring og høyere maksimalvannføring. Derved forverres som regel flomproblemene i vassdragene. Grøftingen medfører også økt transport av humusstoffer ut til bekker og elver. Dette kan bl.a. bidra til økt tilførsel av kvikksølv og økt produksjon av metyl-kvikksølv (Rekolainen et al. 1986 b, Grigal 2002). Videre bidrar grønftingen til mer markerte surstøter i forbindelse med våravsmelting og i perioder med mye nedbør (Bækken og Bratli 1995, 1996, Naturvårdsverket 1999). Etter krigen og særlig i 1950- og 1960 åra ble det foretatt omfattende skogsgrøfting i områder som drenerer til Glomma. For tiden er det lite skogsgrøfting, og mange av de gamle grønftesystemene er i ferd med å vokse igjen. I hvilken utstrekning skogsgrøftingen har påvirket

vassdraget er ikke vurdert. Så langt vi kjenner til foreligger det ingen planer om å fylle igjen eldre grøfter eller i større omfang grave nye.

#### Flatehogst.

Flatehogst over større områder fører som regel til økt erosjon og økt transport av uorganisk stoff, humusstoffer,  $H^+$ , næringssalter og tungmetaller bl.a. kvikksølv (Bækken og Bratli 1995, 1996, Naturvårdsverket 1999, Grigal 2002). Produksjon av metyl-kvikksølv og herved kvikksølvinnholdet i fisk kan derfor øke i berørte vassdrag (Garcia and Carignan 2000, Grigal 2002). Økt transport av nitrogen fra flatehogst-områder kan bidra til økt nitrogenavrenning fra Glomma til Nordsjøen. Kantvegetasjon langs bekker og elver blir ofte fjernet. Det foreligger flere eksempler på dette langs Glommavassdraget. Fjerning av kantvegetasjon er alltid uheldig for vassdraget da det gir økt tilførsel av næringssalter og dårligere leveområder (habitat) for fisk og bunndyr samt redusert biologisk mangfold i kantsonen. For mer informasjon se Handlingsplan Glomma samt Bækken et al. 2000.

#### *Jordbruk.*

##### Arealavrenning.

Avrenning fra dyrket mark medfører at berørte vassdrag tilføres jordpartikler med stort innhold av næringssalter, løste næringssalter (spesielt nitrogen), kadmium, sprøytemiddelrester og til tider fekal forurensning fra husdyrgjødsel. Lekkasje av nitrogenforbindelser fra dyrket mark er den største enkelt kilde for nitrogen til vann (Rekolainen 1989, Hoffmann and Johnsson 2000). Forurensningseffekter som resultat av økt tilførsel av næringssalter (overgjødning) og tilslamming av særlig bunnsubstratet (partikkelforurensning) står sentralt og avrenning fra dyrket mark er hovedkilden når det gjelder tilførselen av nitrogen til Glommavassdraget. Sannsynligvis er også avrenning fra dyrket mark en viktig kilde til partikkelforurensningen og tilførsel av fosfor i Glommavassdraget. Bygging, drift og vedlikehold av gårdsveier og fjerning av kantvegetasjonen langs vassdragen har ført til økt partikkelforurensning. Tilførselen av sprøytemiddelrester, kadmium og fekale bakterier fra dyrket mark vurderes som moderat. Økt produksjon av ammedyr langs Glommavassdraget medfører rent lokalt økt risiko for fekal forurensning p.g.a. avrenning fra oppholdsplassene for ammedyrene der det akkumuleres urin og fekalier. For mer informasjon se Handlingsplan Glomma.

##### Bakkeplaneringer, bekkelukkinger og kanalisering.

Kanaliseringspolitikken (bedre arrondering av arealene) i landbruket som ligger i lavlandet i Glommas nedre del har ført til en omlegging av jordbruket i disse områder mot mer ensidig kornproduksjon. Dette har ført til større jordtap og næringssaltlekkasje. I Østfold er f.eks. 16 % av jordbruksarealene bakkeplanert og ca. 150 mil med bekker lukket siden kanaliseringspolitikken ble iverksatt på slutten av 50-tallet. Dette har ifølge Torodd Hauger (pers. med.) ført til både mer erosjon og tap av naturens egen renseevne. I tillegg har det vært god agronomi å dyrke så langt ned mot vassdragene som mulig. Dette har også redusert naturens evne til å holde tilbake jord og næringsstoffer som er kommet på avveie. Noen steder har dette også ført til mer ustabile vannkanter og dermed økt erosjon.

#### *Veier og veianlegg.*

Når det gjelder forurensning av vassdrag fra veier og veianlegg skilles generelt mellom forurensning i driftsfasen og i anleggs-/vedlikeholdsfasen. Videre skilles mellom regulære utslipp og uhellsutslipp. Økt trafikk og økt utbygging av veier kan føre til økt påvirkning av grunnvann og berørte vassdrag. Påvirkningsgraden er avhengig av hvilke løsninger som velges, samt om en fortsatt skal benytte piggdekk og salting (Statens vegvesen 2002).

##### Hovedveier.

Veitrafikkforurensning kommer fra kilder som drivstofforburning og fra slitasje av bildeler, bildekk og veibanen (asfalt). De forurensende stoffer er av flere typer; ulike gasser, tungmetaller, salt, organiske mikroforurensninger (bl.a. PAH-komponenter) og partikler (Bækken 1993, Naturvårdsverket 2002). Med tiden vil det på begge sider av vegbanen dannes en spesiell jordstruktur av finknust materiale fra vegen og med et høyt innhold av forurensningskomponenter fra biltrafikken.



Dessuten medfører salting av veier et høyt innhold av Na og Cl. Forurensningstilførselen fra vei til vann skjer oftest som episoder i samband med regnvær eller i forbindelse med snøsmeltingsperioder. Avrenningsvannet fra veibanen og vegrøfter er da svært forurenset (Bækken 1993, GEOfuturum AS 1996).

Flertallet hovedveier går langs Glommavassdraget og mange av disse krysser også vassdraget på et flertall steder. Forurensningspotentialet fra veier til Glommavassdraget er derfor betydelig. Likevel bedømmer vi ikke veiforurensning som noe stort problem for vassdraget. For mer informasjon se Handlingsplan Glomma.

**Veikulverter.**

Der hovedveier og mindre veier krysser mindre vassdrag blir det som regel lagt kulverter. Plasseringen av kulvertene er ofte slik at de utgjør vandringshinder for fisk og enkelte typer bunndyr. Hvor stort dette problem er i Glommavassdraget er ikke registrert.

**Sandtak, Steinbrudd og asfaltverk.**

Virksomheten ved sandtak, steinbrudd og asfaltverk kan i enkelte tilfeller medføre økt tilførsel av erosjonsmateriale til vassdrag og mindre vassdrag kan bli negativt påvirket. Villfyllinger med asfaltmasse kan også være en potensiell vannforurensningskilde. Det foreligger ikke noen samlet vurdering av dette problemfelt m.h.t. Glommavassdraget. Likevel bedømmer vi ikke forurensning fra her nevnte virksomhet som noe større problem for vassdraget.

**Erosjon.**

Parkeringsplasser, rasteplasser og særlig grusveier kan bidra med økt transport av sand og grus til bekker og elver i våravsmeltingsperioden og i perioder med mye regn. Økt tilførsel av særlig sand kan i mindre vassdrag tette igjen bunnsstratet slik at bunndyrene og fiskens gyteplasser kan bli negativt påvirket. Dette vurderes likevel ikke som noe stort problem i Glommavassdraget.

### **Langtransportert forurensning**

Glommavassdraget tilføres næringssalter, forsurende stoffer (svoveldioksid og nitrogenoksider og ammonium) og miljøgifter (tungmetaller og tungt nedbrytbare organiske mikroforurensninger) som resultat av langtransportert forurenset luft og nedbør.

*Overgjødsling (eutrofiering).*

Økt fosfor- og nitrogeninnhold i nedbøren bidrar til økte konsentrasjoner i vassdraget. Dette gjelder særlig nitrogen og økt nitrogentilførsel som resultat av langtransportert forurensning kan sannsynligvis være hovedårsaken til den økte forekomst av "grønske" som blitt observert i mange av de høyereliggende sidevassdragene til Glåma (Lindstrøm et al. 2000). Vår kunnskap om effekten av økt tilførsel av fosfor som resultat av langtransportert forurensning er begrenset. Sannsynligvis er påvirkningseffekten likevel liten (se Oredalen og Aas 2000).

*Forsuring*

Forsuring p.g.a. sur nedbør er den menneskelige påvirkningsfaktor som til dags dato har ødelagt mest av det biologiske mangfoldet i ferskvann i Norge. Ca. 1/3 av Norges totale landareal er betydelig påvirket, det gjelder også store arealer i Østlandsområdet (Overrein et al. 1980, Berger et al. 1992, Rognerud 1992, Espelien et al. 1995). I Østlandsområdet er det sannsynligvis sure episoder (surstøter) ved høy vannføring, særlig i forbindelse med snøsmeltingen i buffersvake vassdrag som har gitt og fortsatt gir skadeeffekter (Bækken et al. 1999, Naturvårdsverket 2000). Dette gjelder også i enkelte av de kalkede vassdragene (Bækken et al. 1999, se også Bradley and Ormerod 2002).

Hovedelva (Glomma/Glåma) og de større tilrennende vassdragene (Gudbrandsdalslågen, Vorma, Folla, Atna, Imsa, Rena, Åsta og Flisa samt de store innsjøene som bl.a. Aursunden, Feragen, Savalen, Fundin, Atnasjøen, Storsjøene, Osensjøen og Øyern har en vannkvalitet som gjør at de er godt buffret mot tilførsel av surt vann og her er det ikke registrert noen forsuringsskader (Qvenild og Linløkken 1989). Dette gjelder også Glåma nord for Alvdal. En god del av de mindre tilløpselvene er likevel buffersvake og her foreligger til dels forsuringsskader med tap av biologisk mangfold og reduksjon av naturgitt produksjonskapasitet (Sevalrud og Muniz 1980, Qvenild og Linløkken 1989, Berger et al. 1992, Rognerud 1992, Bækken et al. 1999). Eksempel på forsuringfølsomme vassdrag i Glommavassdraget (eksklusive Gudbrandsdalslågen, Mjøsa og Vorma) er øvre del av Atnavassdraget, Mistra, flere av tilløpselvene til Osensjøen, øvre del av Flisavassdraget, flere av tilløpselvene til Storsjøen i Odal samt enkelte mindre tilløpselver til Glomma i Våler, Åsnes og Kongsvinger (Qvenild 1995). Videre er de høyereliggende områdene i Akershus (over marin grense) klart forsuret, bl.a. vassdragene i Romeriksåsen ( pers. med. Leif Nilssen). I Østfold er det i følge kalkningsplan for Østfold (Jansson 1996) i hovedsak nærings- og ionefattige skogvassdrag, som ligger over marine grense, som blitt negativt påvirket av tilførsel av surt vann. I 1989 ble det beregnet at 1370 km<sup>2</sup> i Østfold var forsuringsskadet (Jansson 1996).

Den eneste metode for å opprettholde nær naturgitt biologi i forsuringspåvirkede vassdrag, er kalking (Henrikson and Brodin 1995). For tiden blir nær 500 (Hedmark 101, Oslo/Akershus 258 og Østfold 134) lokaliteter kalket i selve Glommavassdraget (her har vi ikke tatt med de vann, elver og bekker som blir kalket i tilløpselver til Gudbrandsdalslågen, Mjøsa og Vorma).

Reduserte utslipp av svovel i Europa har medført at konsentrasjonene av sulfat i nedbør i Norge har avtatt med 52 – 75 % fra 1980 til 2000 (SFT, 2001). Følgen av dette er bedret vannkvalitet med økning i pH og ANC og nedgang i konsentrasjonen av uorganisk (giftig) aluminium. Videre har det skjedd en bedring i det akvatiske miljøet med begynnende restituering av bunndyr- og krepsdyrsamfunn og bedret rekruttering hos fisk (SFT, 2001). De forsurede innsjøene i østlandsområdet som inngår i SFT's overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør har vist en kraftig forbedring i forsuringssituasjonen gjennom overvåkingsperioden.

Utslippene av både nitrogenoksider og ammonium økte frem til 1990, men har avtatt i perioden 1990 til 1998 med henholdsvis ca. 20 og 14 % (SFT, 2001).

SFT (2001) vurderer for tiden forsuringssituasjonen i Norge som nevnt nedenfor:

”Selv om vi kan glede oss over en positiv utvikling på forsuringssituasjonen, er det viktig å understreke at det er langt igjen før forsuringproblemet i Norge er løst. Problemet er avtagende, men fremdeles mottar store deler av Sør-Norge mer forsurende komponenter i nedbør enn naturen greier å ta hånd om. Resultatet av dette er fortsatt forsuring og dertil store skader på biologisk samfunn”. Videre skriver Skjelkvåle (2001) ”Langvarig forskningsinnsats kombinert med politisk innsats har bidratt til å snu forsuringsutviklingen i Norge og resten av Europa. De faktorene som det er knyttet størst usikkerhet til i framtiden er effektene av klimaendringer, tilførsler av nitrogen og fortsatte tilførsler av svovel. Tidsaspektet for biologisk gjenhenting er ikke godt kjent og selv om forsuringssituasjonen er i bedring, vil kalking fortsatt være nødvendig i mange tiår framover for å bevare og beskytte det biologiske mangfoldet i norske elver og innsjøer.” For mer informasjon se Handlingsplan Glomma.

#### *Miljøgifter*

Aktuelle stoffer er her halogenerte organiske miljøgifter som DDT, PCB, dioksiner, bromerte flammehemmere m. fl., organotin, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv. Unntatt kvikksølv så vurderer vi ikke nedfall av nevnte stoffer som noe større problem for Glommavassdraget. Der vi har høye nivåer i fisk av organiske miljøgifter er det høyst sannsynligvis lokale kilder som står for det største bidraget (se Fjeld et al. 2001). I Glommavassdraget er det særlig i Hurdalssjøen og i Mjøsa en har funnet høye konsentrasjoner av

organiske miljøgifter (Fjeld et al. 2001). Da det gjelder kvikksølv så er det en rekke innsjøer i Glommavassdraget som har til dels høy nivå av metyl-kvikksølv. Dette gjelder særlig humusrike skogssjøer som har store våtmarksområder (myrområder) i sitt nedbørsfelt (se Rognerud og Fjeld 1990, Rognerud et al. 1996 og Rognerud og Fjeld 2002 samt Grigal 2002).

#### *Klimaendringer*

Klimaendringer kan føre til varmere og mer nedbørsrike forhold. Dette kan føre til økt avrenning, endret flomhyppighet og flomstørrelse, økt lekkasje av humusstoffer og kvikksølv fra skogområder, økt lekkasje og arealavrenning fra dyrket mark, veier, tettsteder m.m. samt økt langtransportert forurensning. For mer informasjon se Palmer and Räisänen (2002).

### **Fiskesjukdommer og krepsepest**

#### *Fiskesykdommer*

Klekkerier, settefiskanlegg og anlegg for produksjon av matfisk kan føre til spredning av sykdommer og parasitter. Også ved utsetting av fisk kan man risikere å spre sykdommer og parasitter (Nashoug og Qvenild 1994). For tiden finnes det 28 settefiskanlegg og et 50-tall fiskeoppdrett for matfisk som berører selve Glommavassdraget (her har vi ikke tatt med Gudbrandsdalslågen og Vorma). Disse ligger i Hedmark. Videre kan vi nevne at det foreligger konkrete planer om å starte intensivoppdrett av røye langs vassdraget i Tynset, Rendalen, Stor-Elvdal og Åsnes (Tore Qvenild pers. med.).

Vad vi kjenner til har det ikke vært noen alvorligere utbrudd av fiskesykdommer eller parasittangrep i Glommavassdraget unntatt at det til tider har vært kraftig infeksjon av soppen *Saprolegnia parasitica* på sik og Hunderørret i Gudbrandsdalslågen og på ørret i enkelte andre tilløpselver til Mjøsa. Enkelte storørret i selve Glomma (Rånåfoss) og enkelte ørret, sik, harr og lågåsild i selve Mjøsa har også vært angrepet (Håstein et al. 1999, Kjellberg et al. 2001 og 2001, Harald Jøranli pers. med., Jon Arne Eie pers. med.). Direktoratet for naturforvaltning nedsatte i 1999 en gruppe som arbeider med å forsøke å belyse årsaksforholdene nærmere. Ikke minst vil det være viktig å få svar på om problemet kan overføres med smitte til andre deler av vassdraget og til andre vassdrag.

#### *Krepsepest*

Tidligere var det til dels stor forekomst av krepser i nedre del av Glomma og Vorma samt i de tilknyttede innsjøene Vingersjøen ved Kongsvinger og i Storsjøen i Odal. Etter utbruddet av krepsepest i 1987-88 ble krepsen utryddet i Glomma nedstrøms Kirkenær (Nashoug og Qvenild 1994). Det pågår for tiden forsøk med å reetablere de tapte bestandene både i Glomma og i Storsjøen (Taugbøl og Skurdal 1996).

## Vedlegg C.

Industribedrifter som har egne utslipp til Glomma og som SFT er myndighet for. Tabellen er oppsatt av Trine Brentzen ved SFT.

<b>Bedriftsnavn</b>	<b>Kommune</b>	<b>Fylke</b>
Abb Strømmen A.S	Skedsmo	Oslo/Akershus
Akzo- Nobel Thor`s Kemiske Fabrikker A.S	Lørenskog	Oslo/Akershus
Åle Og Seierstad Industrier A.S	Fredrikstad	Østfold
Arizona Chemical A.S,	Sarpsborg	Østfold
Borregaard Ind. Ltd, Vanillinfabrikkene	Sarpsborg	Østfold
Borregaard Ind. Ltd., Cellulosesektor	Sarpsborg	Østfold
Borregaard Ind. Ltd., Finkjemifabrikkene	Sarpsborg	Østfold
Borregaard Ind. Ltd., Kloralkalifabrikken	Sarpsborg	Østfold
Borregaard Ind. Ltd., Svovelsyrefabrikken	Sarpsborg	Østfold
Cytec Norge KS	Skedsmo	Oslo/Akershus
Denofa as	Fredrikstad	Østfold
Dynea ASA, Lillestrøm Fabrikker	Skedsmo	Oslo/Akershus
Forestia AS, Braskereidfoss	Våler	Hedmark
Forestia Langmoen A.S.	Åsnes	Hedmark
Fredrikstad Sten & Monumentforretning	Fredrikstad	Østfold
Glava A.S, Avd. Askim	Askim	Østfold
Globe Norge A.S, Hafslund Metall	Sarpsborg	Østfold
Glomma Papp A.S	Sarpsborg	Østfold
Hannells AS	Fredrikstad	Østfold
Icopal as, Divisjon Bygg	Lørenskog	Oslo/Akershus
Jøtul A.S.	Fredrikstad	Østfold
Kemira Chemicals AS	Fredrikstad	Østfold
Kronos Titan A.S	Fredrikstad	Østfold
Nordic Paper Greaker AS	Sarpsborg	Østfold
NORMET GROUP A.S, avd. Østfold	Fredrikstad	Østfold
Norsk Glassgjenvinning A.S	Fredrikstad	Østfold
Norsk Leca A.S, Leca Rælingen	Rælingen	Oslo/Akershus
Norsk Teknisk Porselen AS	Fredrikstad	Østfold
Norsk Tekstilforedling A.S	Elverum	Hedmark
Nycomed Pharma A.S	Elverum	Hedmark
Optiroc A.S, Leca Borge	Fredrikstad	Østfold
OSLO Lufthavn AS, brannøving	Nannestad	Oslo/Akershus
Peterson Emballasje AS	Sarpsborg	Østfold
Reichhold A.S, Fredrikstad	Fredrikstad	Østfold
Reprocenter A.S	Sarpsborg	Østfold
Røros - Tweed	Røros	Sør-Trøndelag
Sandvika Seiersborg AS	Fredrikstad	Østfold
Selmer Maskinutleie	Skedsmo	Oslo/Akershus
Sperre Støperi A/S	Elverum	Hedmark
Unger Fabrikker A.S.	Fredrikstad	Østfold
Walbro Automotive	Kongsvinger	Hedmark

## **Vedlegg D.**

### Primærdata for elvestasjonene

- Høyegga
- Funneforss
- Solbergfoss
- Sarpfossen
- Svanfoss

**Glåma ved Høyegga. Analyseresultater 1996.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	NH4 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
030196	2,9	218	96	34,3		1,9			
150196	3,7	259	105		8	1,6	1,5	4,84	16,2
010296	4,4	272	123		7	1,4	1,0		
150296	4,2	256	132		8	1,7	0,5	4,23	16,3
010396	6,8	260	124		8	1,3	2,5	4,01	12,2
160396	5,0	253	144		10	2,0	0,5	4,66	13,0
290396	7,7	195	92		9	3,8	3,5		
150496	19,1	313	146		11	2,6	1,0	6,76	9,20
290496	55,7	458	47		66	12,0	38,0		
130596	180,1	424	19		69	11,0	306,0	35,3	61,3
210596	14,2	261	39		41	6,6	9,0		
040696	18,2	204	8		32	4,2	14,0		
170696	8,4	183	31		19	3,0	2,0	7,78	15,1
010796	6,1	187	46		16	2,8	2,5		
150796	9,3	169	30		16	2,3	1,0	10,90	16,5
010896	8,8	188	36		17	3,2	2,0		
130896	7,7	179	42		12	2,4	1,5	4,27	8,67
020996	7,9	207	48		16	2,2	1,5		
160996	8,8	195	55		11	1,4	1,5	4,96	10,3
021096	8,6	162	54		15	2,6	1,5		
151096	7,9	178	71		12	2,6	2,0	4,79	13,5
031196	7,7	212	85		13	4,5	0,5		
151196	9,1	265	101		14	4,0	6,0		
021296	5,5	239	100		13	1,6	1,0	3,86	15,7
161296	7,7	249	106		10	1,4	0,5	3,40	13,8
Maks	180,1	458	146		69	12,0	306,0	35,3	61,3
Min.	2,9	162	8		7	1,3	0,5	3,40	8,67
Middel	17,0	239	75		19	3,4	16,7	7,67	17,1
Median	7,9	218	71		13	2,6	1,5	4,79	13,8

**Glomma ved Ulleren kirke/Funnefoss. Analyseresultater 1996.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	NH4 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
020196	4,0	363	181	40,7		4,4	
160196	4,4	516	195		30	4,1	1,5
310196	6,8	423	203		22	3,2	0,0
140296	6,1	382	222		24	4,1	0,0
280296	6,6	438	238		23	2,8	2,5
160396	9,1	553	351		18	2,8	1,5
280396	6,6	394	230		15	2,5	1,5
160496	16,0	413	193		23	3,8	2,0
010596	24,1	427	89		72	9,2	1,5
140596	15,8	371	109		61	9,2	2,5
190596	23,2	405	88		66	11,0	9,0
300596	13,3	299	62		54	9,1	9,5
160696	14,2	283	70		30	4,6	3,0
300696	10,4	256	56		30	4,6	3,5
140796	8,4	211	21		32	3,9	2,5
310796	11,3	248	71		20	2,7	0,5
140896	8,4	234	60		15	2,6	2,5
020996	10,9	328	70		47	5,5	1,5
150996	12,6	280	94		30	2,8	1,5
300996	10,9	290	111		24	4,1	2,5
181096	12,0	371	157		46	7,3	2,0
311096	13,3	403	159		51	8,9	3,5
141196	8,8	395	148		60	9,4	0,5
281196	6,8	420	192		48	5,9	1,0
161296	8,8	424	210		43	5,0	0,5
Maks	24,1	553	351		72	11,0	9,5
Min.	4,0	211	21		15	2,5	0,0
Middel	10,9	365	143		37	5,3	2,4
Median	10,4	382	148		30	4,4	1,8

Prøvene er samlet inn ved Ulleren kirke t.o.m. 30.05.96, deretter ved Funnefoss.

**Glomma ved Solbergfoss. Analyseresultater 1996.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
010496	9,7	620	363	13	1,8	2,0
150496	11,5	583	389	16	1,9	4,0
300496	22,7	1317	400	22	2,8	5,5
130596	30,8	933	429	47	6,7	13,5
030696	17,8	761	304	38	6,0	6,0
170696	12,0	507	238	23	3,8	3,5
020796	12,6	389	220	22	3,3	3,0
150796	11,3	438	213	27	3,8	3,5
290796	9,5	395	171	22	3,4	1,0
120896	9,1	416	225	12	3,0	3,5
020996	10,9	428	237	12	1,9	1,5
160996	11,1	405	232	20	3,3	2,0
300996	9,7	406	254	21	2,8	2,0
141096	13,8	517	310	29	5,1	3,5
041196	20,0	780	465	40	6,2	7,0
181196	34,0	746	453	53	8,0	12,0
021296	21,4	734	419	42	6,2	7,0
161296	21,2	826	483	40	5,2	7,0
Maks	34,0	1317	483	53	8,0	13,5
Min.	9,1	389	171	12	1,8	1,0
Middel	16,1	622	323	28	4,2	4,9
Median	12,3	550	307	23	3,6	3,5



**Glomma ved Sarpfossen. Analyseresultater 1996.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
010496	12,6	627	375	15	2,0	2,5
150496	11,5	583	389	16	1,9	8,5
290496	21,2	711	521	23	2,6	4,5
130596	7,5	512	405	9	1,5	11,5
230596	22,7	791	461	46	6,3	11,0
030696	20,3	702	389	38	6,0	10,0
170696	21,8	512	276	27	4,3	11,0
020796	12,6	386	229	22	3,2	3,5
150796	19,1	424	221	25	3,8	6,5
290796	15,3	438	184	27	3,6	4,0
120896	9,7	364	210	13	2,8	3,5
020996	14,0	411	242	12	1,7	3,5
160996	14,7	399	242	20	4,4	3,0
300996	14,7	498	281	21	2,6	3,5
141096	20,3	592	367	29	4,4	5,0
041196	28,8	1044	607	41	5,5	11,0
181196	64,6	1270	811	66	9,1	25,0
021296	19,1	722	446	45	5,1	8,0
161296	26,8	814	519	42	4,2	10,0
Maks	64,6	1270,0	811,0	66,0	9,1	25,0
Min.	7,5	364,0	184,0	9,0	1,5	2,5
Middel	19,9	621,1	377,6	28,3	3,9	7,7
Median	19,1	583,0	375,0	25,0	3,8	6,5

**Vorma ved Svanfossen. Analyseresultater 1996.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
180396	6,4	502	395	10	2,4	2,5
150496	19,1	554	416	13	2,1	6,0
020596	7,9	542	415	10	1,6	1,0
130596	7,5	512	405	9	1,5	1,0
210596	6,1	509	404	10	1,7	10,5
280596	6,6	517	398	10	1,9	2,5
100696	5,5	468	407	8	2,0	1,5
240696	11,1	548	368	14	1,7	2,0
080796	13,8	505	381	10	1,8	12,0
240796	8,2	501	387	9	1,4	1,0
070896	8,4	444	334	10	2,0	2,5
200896	7,3	438	322	9	1,2	1,5
020996	10,4	475	298	10	1,7	2,0
160996	13,5	411	284	12	3,0	4,5
300996	18,9	549	372	18	2,2	9,0
141096	10,0	461	390	10	2,3	2,0
281096	8,8	533	375	10	3,1	1,5
111196	8,4	562	377	12	3,1	2,5
271196	7,0	487	378	11	2,8	1,5
101296	12,6	604	461	10	1,6	2,5
Maks.	19,1	604	461	18	3,1	12,0
Min.	5,5	411	284	8	1,2	1,0
Middel	9,9	506	378	11	2,1	3,5
Median	8,4	507	384	10	2,0	2,3

**Glåma ved Høyegga. Analyseresultater 1997.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
060197	7,9	212	86	9	1,2	2,3		
140197	7,7	219	92	9	1,0	1,7	3,49	11,10
030297	7,9	226	93	9	2,1	1,3		
130297	4,8	235	95	10	1,9	1,3	3,25	9,47
030397	6,4	209	89	10	4,1	1,0		
170397	5,0	231	107	9	2,4	2,2	5,18	9,03
010497	30,8	304	113	10	2,9	3,4		
140497	18,7	270	118	12	1,7	2,0	5,04	11,50
050597	25,6	368	85	27	6,5	6,0		
200597	23,5	284	47	35	6,9	18,0	10,80	19,00
260597	11,3	243	43	28	4,8	7,0		
290597	74,1	276	15	31	4,9	100,0		
110697	23,0	185	23	23	3,3	22,0		
160697	12,3	186	26	21	2,2	8,0	6,10	9,50
010797	9,3	159	31	18	2,8	7,0		
140797	5,6	175	50	13	1,9	3,0	4,60	8,00
300797	8,6	184	43	12	2,0	1,0		
140897	9,5	192	49	10	1,8	1,0	4,64	8,14
010997	23,9	333	40	35	5,8	17,0		
160997	10,4	225	40	27	4,3	5,0	7,61	14,20
011097	7,0	189	59	16	3,0	<1,0		
151097	6,8	224	64	20	2,5	1,0	6,58	15,40
031197	7,7	206	83	15	2,3	1,0		
131197	11,3	261	108	14	2,8	1,0	8,89	17,40
011297	8,1	278	114	40	2,9	1,0		
151297	6,5	291	119	11	1,5	1,0	4,87	15,90
Maks	74,1	368	119	40,0	6,9	100,0	10,8	19,0
Min.	4,8	159	15	9,0	1,0	<1,0	3,25	8,00
Middel	14,4	237	70	18,2	3,1	8,6	5,92	12,39
Median	9,0	226	74	14,5	2,7	2,2	5,11	11,30

**Glomma ved Funnefoss. Analyseresultater 1997.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC µsp. stoff mg/l	stoff mg/l
010197	8,6	388	199	37	4,2	1,3
140197	8,6	383	190	32	3,5	1,3
300197	7,9	331	176	28	2,7	1,3
160297	10,2	391	208	29	3,2	1,5
270297	13,3	428	224	29	4,2	2,5
130397	7,0	416	200	33	5,2	1,8
010497	12,2	378	179	29	3,9	8,0
140497	11,7	401	187	39	6,4	6,0
040597	14,2	343	113	38	6,5	5,0
150597	29,7	426	111	61	10,1	25,0
210597	25,3	336	70	40	7,2	17,0
290597	11,6	294	71	36	5,2	10,0
060697	25,1	231	21	32	5,0	21,0
150697	13,4	209	42	27	3,5	7,0
010797	11,8	235	42	36	4,3	5,0
170797	8,1	251	59	23	3,4	2,0
310797	10,6	254	72	18	2,9	1,0
180897	9,5	252	66	15	2,7	11,0
310897	9,0	261	96	14	2,2	1,0
140997	10,0	246	59	31	4,0	2,0
011097	9,7	307	133	24	3,5	3,0
151097	7,7	338	83	51	8,0	1,0
021197	7,2	328	137	32	4,5	1,0
171197	7,7	382	178	41	6,1	1,0
301197	8,1	393	179	14	7,4	1,0
151297	7,9	517	261	41	4,5	1,0
Maks	29,7	517	261	61,0	10,1	25,0
Min.	7,0	209	21	14,0	2,2	1,0
Middel	11,8	335	129	31,9	4,8	5,3
Median	9,9	337	123	32,0	4,3	2,0

**Glomma ved Solbergfoss. Analyseresultater 1997.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
060197	8,4	542	359	20	2,0	2,0
200197	11,1	527	348	17	1,7	4,7
030297	11,1	543	343	16	2,1	2,3
170297	11,7	521	349	22	2,4	2,0
030397	22,7	571	389	29	3,3	9,0
170397	28,7	695	502	36	5,5	12,0
010497	16,9	611	430	27	5,0	5,0
070497	23,4	587	409	30	3,9	10,0
210497	18,9	584	390	26	6,1	7,0
050597	14,9	543	330	22	5,0	2,0
200597	21,2	562	272	49	8,6	8,0
270597	13,4	441	213	35	5,1	5,0
290597	11,8	446	211	28	5,7	5,0
090697	44,1	320	158	26	4,5	2,0
160697	10,6	312	163	21	2,3	5,0
070797	13,6	414	228	19	3,9	2,0
210797	9,7	420	244	14	2,7	2,0
040897	12,3	357	186	12	2,3	3,0
180897	9,7	389	236	10	2,2	1,0
080997	12,3	415	224	12	1,9	3,0
150997	11,1	403	211	24	3,7	2,0
290997	7,7	369	203	22	3,6	<1,0
131097	8,6	424	236	21	3,2	2,0
271097	10,2	437	306	31	4,0	1,0
031197	7,9	452	285	26	5,2	2,0
171197	8,4	493	328	26	5,2	1,0
081297	7,9	547	376	22	2,7	2,0
221297	8,6	686	488	27	3,9	1,0
Maks	44,1	695,0	502,0	49,0	8,6	12,0
Min.	7,7	312,0	158,0	10,0	1,7	<1,0
Middel	14,2	486,1	300,6	23,9	3,8	3,8
Median	11,4	472,5	295,5	23,0	3,8	2,0

**Glomma ved Sarpfossen. Analyseresultater 1997.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
060197	14,2	583	368	21	2,7	6,0
200197	14,4	603	366	18	2,6	5,0
030297	11,7	553	352	17	1,8	1,3
170297	11,5	534	358	21	2,4	1,5
030397	71,8	668	438	39	4,7	36,0
170397	23,6	689	526	35	4,0	9,0
010497	24,1	671	416	27	5,0	11,0
070497	25,0	724	476	31	5,4	9,0
210497	23,2	638	409	29	4,6	9,0
050597	16,2	556	369	22	3,9	4,0
200597	29,2	691	377	53	8,6	16,0
270597	18,7	503	215	37	4,5	7,0
290597	17,7	448	243	32	5,2	5,0
090697	13,4	343	180	28	4,6	3,0
160697	12,5	324	164	20	3,5	6,0
070797	11,8	406	253	19	3,9	5,0
210797	14,8	409	227	15	2,6	5,0
040897	13,6	407	196	12	2,4	4,0
180897	12,5	359	197	10	2,6	2,0
080997	9,3	392	232	11	2,2	4,0
150997	11,3	481	240	26	4,1	3,0
290997	7,7	427	226	21	3,4	1,0
131097	9,3	431	293	23	3,8	2,0
271097	11,1	496	345	32	4,7	2,0
031197	10,9	499	311	28	4,4	2,0
171197	10,4	667	469	29	4,0	2,0
081297	9,5	565	397	24	3,7	1,0
221297	9,2	676	502	26	3,0	2,0
Maks	71,8	724	526	53,0	8,6	36,0
Min.	7,7	324	164	10,0	1,8	1,0
Middel	16,7	527	327	25,2	3,9	5,9
Median	13,0	519	349	25,0	3,9	4,0

**Vorma ved Svanfoss. Analyseresultater 1997.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
080197	7,0	506	397	9	1,2	2,0
200197	7,0	529	403	9	1,2	1,6
030297	7,5	507	399	10	1,3	1,0
170297	4,3	531	403	10	1,6	0,2
030397	29,7	594	443	18	2,6	28,0
170397	5,2	550	435	10	2,2	1,8
010497	12,2	571	433	11	1,6	7,0
140497	12,4	539	436	11	2,1	4,4
300497	5,7	558	434	8	2,2	13,0
010597	7,4	608	418	9	2,6	3,0
140597	54,3	1991	1467	25	4,3	40,0
200597	8,6	518	432	9	2,1	2,0
250597	7,2	548	426	10	2,6	3,0
160697	11,3	535	375	9	2,8	6,0
300697	8,6	529	342	11	2,3	2,0
150797	7,7	465	345	10	1,9	3,0
300797	10,2	358	211	10	2,1	3,0
150897	7,2	512	444	8	1,6	<1,0
250897	7,4	388	295	10	1,7	2,0
080997	3,0	580	430	8	1,7	1,0
220997	6,0	380	280	8	1,7	1,6
061097	5,0	420	300	8	1,8	1,0
201097	3,0	520	410	8	2,0	1,0
031197	3,0	400	330	9	1,7	1,2
171197	5,0	470	390	11	2,1	1,0
011297	3,0	460	380	10	1,5	1,0
151297	5,0	550	430	13	2,2	1,7
Maks	54,3	1991	1467	25,0	4,3	40,0
Min.	3,0	358	211	8,0	1,2	0,2
Middel	9,4	560	425	10,4	2,0	4,9
Median	7,2	529	403	10,0	2,0	2,0

**Glåma ved Høyegga. Analyseresultater 1998.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l	Zn µg/l	Cu µg/l
050198	7,2	246	123	10	1,7	1,0		
150198	8,6	241	117	10	2,0	<1	11,0	4,2
020298	6,3	268	109	10	1,8	1,0		
170298	6,1	227	115	8	2,0	<1	14,0	7,9
020398	8,1	225	107	9	2,5	1,0		
150398	7,4	238	101	9	2,0	1,0	10,5	5,4
030498	44,3	430	134	12	2,3	4,0		
140498	6,3	219	117	11	1,5	1,0	13,5	11,7
280498	95,4	527	136	34	5,9	91,0		
110598	33,6	267	29	29	4,3	41,0		
180598	22,3	208	19	25	3,4	19,0	10,5	7,7
250598	7,7	200	44	21	2,8	3,0		
020698	5,8	160	28	16	2,2	2,0		
150698	8,6	192	20	17	2,4	5,0	8,5	6,2
010798	7,0	186	25	13	2,5	2,0		
150798	6,8	179	31	16	2,9	2,0	7,0	10,8
300798	6,7	182	29	18	3,2	1,6		
170898	4,3	185	43	13	2,9	1,3	9,5	6,6
020998	6,1	181	35	12	2,7	1,7		
150998	9,4	258	42	30	4,3	3,1	13,5	8,3
300998	4,3	193	58	13	2,4	<1		
151098	6,4	223	84	11		1,5	14,2	5,6
021198	5,7	244	92	16	2,8	7,5		
151198	6,8	290	137	17	2,8	<1	24,0	5,4
021298	4,3	241	117	11	1,9	<1		
161298	6,6	272	122	10	2,3	1,0	15,5	3,8
Maks	95,4	527	137	34	5,9	91,0	24,0	11,7
Min.	4,3	160	19	8	1,5	<1,0	7,0	3,8
Middel	13,2	242	77	15	2,7	9,5	12,4	7,3
Median	6,8	226	88	13	2,5	2,0	12,3	6,4



**Glomma ved Funnefoss. Analyseresultater 1998.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
040198	6,8	537	251	35	4,5	1,0
140198	8,1	484	290	36	4,2	1,0
010298	6,8	558	207	42	5,4	1,0
160298	5,6	389	196	29	3,2	<1
010398	7,7	388	190	42	5,9	1,0
150398	8,1	339	184	26	4,3	<1
020498	8,1	421	202	30	3,7	3,0
140498	7,7	394	189	41	5,9	1,0
030598	35,8	428	105	62	8,5	31,0
100598	16,1	298	65	50	5,1	9,0
170598	16,6	254	32	40	3,4	8,0
240598	10,6	270	57	30	5,1	4,0
010698	8,8	267	81	25	3,3	2,0
160698	10,2	251	55	27	3,7	10,0
020798	8,8	250	68	26	3,8	3,0
160798	7,4	246	64	29	4,0	2,0
010898	8,2	238	46	32	4,7	2,6
130898	7,5	274	62	31	4,5	1,4
310898	7,1	264	63	34	4,5	1,6
160998	19,7	536	79	81	9,8	12,7
041098	5,8	291	95	38	5,3	1,0
141098	6,3	339	135	33	5,2	1,2
011198	9,9	442	117	65	9,2	2,1
151198	5,2	396	171	42	4,8	<1
291198	6,1	405	193	36	5,4	<1
151298	5,2	387	204	35	4,9	<1
Maks	35,8	558	290	81	9,8	31,0
Min.	5,2	238	32	25	3,2	<1
Middel	9,8	359	131	38	5,1	4,7
Median	7,9	363	111	35	4,8	2,0

**Glomma ved Solbergfoss. Analyseresultater 1998.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
050198	7,7	614	483	24	3,5	<1
190198	9,3	630	515	22	3,1	2,0
020298	7,9	700	472	29	4,3	1,0
160298	6,5	575	394	20	3,9	<1
020398	11,6	727	576	21	3,4	2,0
160398	7,4	537	349	20	3,7	2,0
060498	15,9	661	233	21	2,8	5,0
200498	13,6	697	454	28	3,7	4,0
040598	26,5	642	332	55	7,9	12,0
110598	17,1	486	249	39	5,7	6,0
180598	11,1	363	177	34	4,2	4,0
250598	11,1	376	197	25	3,5	5,0
020698	7,0	397	226	18	2,7	2,0
150698	8,8	450	281	14	2,3	2,0
290698	9,3	456	271	20	3,3	2,0
130798	9,7	457	267	28	3,2	3,0
270798	8,7	432	259	17	3,2	3,3
030898	8,9	387	229	18	3,2	2,0
170898	7,5	400	220	19	3,2	1,9
070998	9,1	434	206	27	3,9	1,4
210998	18,3	547	331	44	5,6	6,0
051098	11,2	411	246	26	5,4	1,5
201098	7,8	576	344	27	4,5	1,2
021198	19,0	579	374	39	5,0	5,8
231198	11,6	534	324	43	5,7	2,0
071298	20,6	565	365	30	4,0	14,2
211298	5,5	579	397	24	4,0	2,4
Maks	26,5	727	576	55	7,9	14,2
Min.	5,5	363	177	14	2,3	<1
Middel	11,4	526	325	27	4,0	3,7
Median	9,3	537	324	25	3,7	2,0

**Glomma ved Sarpsfossen. Analyseresultater 1998.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
050198	21,4	1099	957	34	4,0	4,0
190198	14,8	799	672	27	3,9	4,0
020298	8,8	849	555	32	4,1	2,0
160298	10,9	718	516	23	2,1	2,0
020398	15,0	825	654	23	3,6	2,0
160398	9,5	589	372	22	4,0	2,0
060498	14,1	700	276	20	2,7	5,0
240498	22,6	866	324	28	3,8	7,0
040598	28,1	712	422	49	6,9	15,0
110598	22,8	509	284	40	5,7	12,0
180598	16,6	399	188	34	4,5	6,0
250598	10,9	402	213	29	3,9	4,0
020698	10,0	423	240	23	3,2	3,0
150698	9,0	509	320	15	2,8	3,0
290698	12,0	471	271	21	3,8	4,0
130798	11,6	450	276	29	3,6	4,9
270798	9,6	428	258	16	2,9	4,2
030898	10,0	427	253	16	3,0	3,4
170898	18,3	510	259	22	4,2	6,2
070998	9,2	404	226	29	4,0	1,7
210998	20,2	584	357	41	5,5	7,0
051098	9,3	469	284	29	4,2	1,7
201098	17,8	728	440	31	4,6	3,7
021198	23,3	661	408	39	4,8	7,3
231198	39,8	856	538	44	4,9	19,3
071298	17,6	631	403	30	4,9	11,0
211298	12,1	692	494	27	3,7	1,3
Maks	39,8	1099	957	49	6,9	19,3
Min.	8,8	399	188	15	2,1	1,3
Middel	15,8	619	387	29	4,0	5,4
Median	14,1	589	324	29	4,0	4,0

**Vorma ved Svanfoss. Analyseresultater 1998.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
050198	9,7	709	488	11	1,9	<1
190198	7,4	609	476	12	2,3	<1
040298	4,2	533	432	7	2,2	1,0
170298	4,2	516	415	8	1,8	<1
030398	4,7	573	439	8	1,9	<1
160398	4,9	590	443	10	1,9	<1
310398	35,4	686	274	12	2,3	27,0
140498	4,2	546	445	11	1,7	2,0
270498	46,4	755	581	20	3,3	36,0
110598	5,1	521	422	8	1,0	2,0
180598	7,7	563	432	8	1,4	2,0
250598	4,7	530	432	9	1,4	1,0
020698	8,4	528	426	8	1,5	<1
080698	4,2	524	422	7	1,2	<1
220698	10,0	560	353	10	3,1	2,0
200798	5,8	480	331	10	2,9	1,3
030898	5,2	475	293	10	2,5	1,4
180898	3,5	541	405	10	2,0	1,1
010998	4,5	417	298	10	2,1	<1
140998	8,5	527	395	12	2,0	6,6
290998	3,5	460	326	10	1,8	<1
121098	3,2	541	415	8	1,0	<1
271098	6,0	611	460	14	1,0	2,7
091198	3,0	525	400	9	2,5	<1
231198	6,8	527	425	9	2,1	3,4
071298	7,4	551	442	10	2,2	5,3
211298	3,7	545	429	8	1,9	<1
Maks	46,4	755	581	20	3,3	36,0
Min.	3,0	417	274	7	1,0	<1
Middel	8,2	553	411	10	2,0	6,3
Median	5,1	541	425	10	1,9	2,0

**Glåma ved Høyegga. Analyseresultater 1999.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l	Zn µg/l	Cu µg/l
050199	3,6	248	107	10	1,8	<1,0		
180199	4,2	214	106	12	2,0	<1,0	17	3,3
020299	5,2	198	94	8	1,8	<1,0		
150299	4,2	208	92	9	3,3	<1,0	15	2,9
010399	4,8	209	94	8	1,7	<1,0		
160399	7,7	213	97	8	1,6	<1,0	15	2,7
060499	53,6	490	150	18	3,0	1,8		
190499	16,9	260	78	19	3,5	4,7	17	6,7
290499	43,8	372	31	41	7,2	64,8		
180599	7,1	195	17	23	4,1	3,6	20	8,0
250599	18,6	242	31	30	5,0	13,8	20	8,0
310599	9,3	220	22	25	4,1	6,1	17	6,8
070699	6,6	253	33	25	3,6	6,5		
140699	14,4	197	32	22	3,9	19,2	13	5,8
010799	5,2	191	45	18	3,2	2,9		
150799	9,3	236	83	14	3,0	1,9	14	5,8
020899	4,5	179	47	12	2,0	1,2		
160899	4,3	170	43	18	2,3	<1,0	13	5,4
020999	3,9	164	41	12	1,9	1,0		
150999	5,0	163	43	6	2,2	<1,0	13	4,9
041099	6,5	230	56	15	3,5	3,5		
141099	7,2	214	63	12	2,8	1,0	17	5,4
011199	5,3	239	88	10	2,5	1,3		
151199	6,8	201	76	17	2,6	3,2	25	6,3
011299	7,4	209	87	17	2,0	1,3		
151299	5,8	242	101	10	1,7	1,2	20	5,6
Maks	53,6	490	150	41	7,2	64,8	25	8,0
Min.	3,6	163	17	6	1,6	<1,0	13	2,7
Middel	10,4	229	68	16	2,9	5,5	17	5,5
Median	6,6	214	70	15	2,7	1,3	17	5,7

Ved susp. stoff <1,0 mg/l er verdien satt til 0,5 mg/l ved beregning av middel- og medianverdier.

**Glomma ved Funnefoss. Analyseresultater 1999.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
030199	4,2	424	232	28	4,0	<1,0
140199	4,6	401	219	25	3,4	<1,0
300199	6,0	384	196	39	5,2	<1,0
140299	5,1	351	191	29	3,7	<1,0
010399	4,5	342	179	29	3,7	<1,0
160399	5,0	356	187	27	4,0	<1,0
050499	31,5	580	206	46	6,8	8,6
180499	17,4	482	152	76	9,2	5,1
020599	18,3	343	79	65	8,9	7,9
130599	10,6	297	78	57	6,6	2,2
240599	57,2	344	23	46	6,4	63,0
020699	11,5	276	40	33	4,9	5,1
140699	10,4	286	64	42	5,8	7,4
190799	9,4	284	69	30	5,3	2,2
010799	13,7	291	68	51	6,3	5,0
030899	6,5	457	57	34	4,4	2,0
170899	6,9	275	81	26	3,4	1,4
290899	5,2	244	91	17	3,0	1,0
160999	5,3	230	80	17	3,0	1,0
041099	13,2	449	100	81	10,1	2,5
181099	7,0	347	100	48	6,0	1,1
311099	7,6	366	138	37	5,3	1,0
151199	4,7	343	152	43	5,6	<1,0
011299	8,2	374	167	54	5,2	1,9
211299	7,3	375	183	38	4,9	<1,0
Maks	57,2	580	232	81	10,1	63,0
Min.	4,2	230	23	17	3,0	<1,0
Middel	11,3	356	125	41	5,4	4,9
Median	7,3	347	100	38	5,2	1,4

Ved susp. stoff <1,0 mg/l er verdiene satt til 0,5 mg/l ved beregning av middelvei og medianverdi.

**Glomma ved Solbergfoss. Analyseresultater 1999.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
040199	5,0	565	398	18	3,2	<1,0
180199	8,9	660	437	25	2,7	3,0
010299	21,0	541	479	31	3,8	7,1
150299	6,8	581	365	22	3,4	1,0
010399	7,1	523	340	19	3,0	<1,0
160399	6,0	523	343	19	3,1	1,1
290399	14,1	619	424	22	3,0	3,9
120499	46,6	723	437	31	3,8	16,3
270499	24,5	648	372	50	6,5	10,3
100599	10,2	434	224	43	6,1	2,3
250599	9,2	454	278	32	4,7	2,8
310599	11,1	377	195	29	4,9	3,3
070699	9,0	402	216	24	3,4	2,0
140699	9,0	364	230	25	3,1	2,7
210699	9,2	389	271	26	3,5	2,8
010799	10,6	478	287	24	3,7	3,2
120799	8,3	449	254	21	3,8	2,9
260799	7,3	444	250	20	2,8	2,2
090899	8,5	347	160	21	3,3	2,2
230899	9,3	351	169	16	3,0	1,9
060999	7,9	335	183	14	2,6	1,9
130999	6,2	336	188	11	2,6	1,5
270999	9,2	540	513	15	2,7	2,9
111099	14,8	596	341	43	6,2	4,3
251099	8,5	488	273	42	4,7	1,3
081199	10,2	513	288	30	4,4	2,5
221199	13,1	513	321	29	3,9	1,1
081299	13,1	582	370	29	3,6	6,9
211299	10,0	560	372	27	3,7	2,0
Maks	46,6	723	513	50	6,5	16,3
Min.	5,0	335	160	11	2,6	1,0
Middel	11,5	494	310	26	3,8	3,3
Median	9,2	513	288	25	3,5	2,5

Ved susp. stoff <1,0 mg/l er verdiene satt til 0,5 mg/l ved beregning av middelvei og medianverdi.

**Glomma ved Sarpfossen. Analyseresultater 1999.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
040199	12,3	722	469	27	4,2	2,0
180199	29,8	772	621	39	3,9	32,9
010299	17,3	568	505	31	3,4	6,1
150299	8,2	586	382	24	3,5	1,0
010399	16,3	596	359	21	3,2	6,6
160399	8,0	548	354	21	3,4	1,1
290399	31,5	746	472	30	3,5	15,3
120499	58,4	733	457	36	4,3	23,4
270499	28,5	727	393	51	6,4	11,5
100599	15,2	504	244	47	6,3	4,7
250599	14,0	504	321	33	4,5	9,0
310599	14,3	401	201	31	5,0	6,8
070699	9,9	406	227	27	3,7	4,2
140699	12,7	457	303	24	3,3	6,1
210699	16,8	523	347	29	3,8	7,5
010799	11,8	501	314	26	3,8	5,7
120799	10,1	499	272	23	4,0	4,5
260799	8,5	445	260	22	3,1	3,9
090899	10,7	366	147	22	3,4	4,1
230899	8,3	356	165	16	3,6	2,2
060999	9,7	359	199	17	3,0	2,9
130999	7,4	339	180	12	2,6	1,9
270999	24,1	749	306	24	3,7	7,9
111099	18,7	648	374	41	6,0	5,8
251099	11,9	532	259	44	5,2	2,8
081199	11,7	547	322	37	5,0	2,9
221199	12,1	572	369	37	4,1	1,6
081299	15,0	564	380	32	4,1	6,6
211299	17,8	637	453	34	4,2	4,6
Maks	58,4	772	621	51	6,4	32,9
Min.	7,4	339	147	12	2,6	1,0
Middel	16,2	549	333	30	4,1	6,7
Median	12,7	547	322	29	3,8	4,7



**Vorma ved Svanfoss. Analyseresultater 1999.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
040199	2,6	604	431	11	2,1	<1,0
180199	6,1	543	440	9	1,9	2,6
010299	4,1	558	443	12	1,9	<1,0
150299	3,5	596	433	9	1,9	<1,0
010399	3,8	525	436	8	2,0	<1,0
160399	3,8	547	432	9	2,0	<1,0
060499	22,0	663	455	19	2,8	18,1
120499	18,2	666	437	24	3,1	15,0
280499	6,7	564	443	13	3,1	5,2
100599	5,7	530	436	10	2,4	1,6
260599	2,2	513	428	8	2,5	2,9
310599	1,9	497	418	9	1,8	2,5
070699	4,3	520	438	9	1,9	2,9
210699	10,7	574	454	12	2,2	2,5
050799	7,5	546	404	10	2,4	4,6
190799	4,6	515	360	12	2,6	1,7
030899	3,4	453	333	10	1,9	<1
170899	5,0	449	218	14	2,4	1,9
300899	6,2	373	238	10	2,2	3,1
130999	3,9	454	331	9	2,1	2,3
270999	10,7	477	294	18	3,0	6,5
111099	3,7	422	295	14	2,5	1,1
251099	5,1	471	284	19	2,2	1,0
081199	4,6	541	435	12	2,4	1,1
221199	3,9	511	376	17	1,9	<1
081299	4,8	485	394	13	1,9	1,7
211299	4,8	501	415	12	1,9	1,0
Maks	22,0	666	455	24	3,1	18,1
Min.	1,9	373	218	8	1,8	<1
Middel	6,1	522	389	12	2,3	3,1
Median	4,6	520	428	12	2,2	1,7

Ved susp. stoff <1,0 mg/l er verdiene satt til 0,5 mg/l ved beregning av middelvei og medianverdi.

**Glåma ved Høyegga. Analyseresultater 2000.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l	Zn µg/l	Cu µg/l
050100	5,9	237	107	9	1,8	2,4		
170100	10,2	242	99	7	1,6	3,2	16	3,5
010200	7,3	213	96	9	1,8	2,4		
150200	5,8	211	91	10	1,7	2,8	16	3,9
060300	5,2	248	102	9	1,7	1,2		
140300	6,0	230	109	9	1,7	<1	15	2,5
030400	7,8	216	112	8	1,7	<1		
170400	27,8	269	127	9	2,9	1,2	19	3,8
020500	94,5	420	47	45	6,1	67,6		
080500	20,8	207	33	35	4,3	8,1		
150500	9,2	198	30	26	3,6	8,8	17	6,0
220500	12,3	195	40	22	2,6	6,4		
290500	6,6	189	39	19	2,8	5,6		
130600	7,4	141	29	15	3,6	2,0	11	3,7
030700	6,9	132	20	14	2,0	2,0		
170700	5,2	138	20	19	2,5	2,0	11	4,6
310700	5,0	146	28	12	2,2	2,0		
150800	6,3	167	39	14	2,6	<1	12	3,2
040900	5,6	181	27	15	2,7	3,2		
190900	5,5	171	62	12	2,0	<1	17	4,0
021000	6,0	183	63	11	2,0	<1		
161000	5,5	176	50	20	3,3	2,4	10	3,0
301000	5,6	190	82	13	2,1	<1		
141100	7,6	239	103	59	2,6	3,2	26	4,0
041200	8,3	255	137	13	2,3	<1		
181200	7,3	278	110	14	2,1	1,2	15	4,0
Maks	94,5	420	137	59	6,1	67,6	26	6,0
Min.	5,0	132	20	7	1,6	<1,0	10	2,5
Middel	11,6	210	69	17	2,6	5,5	15	3,8
Median	6,8	203	63	14	2,3	1,3	16	3,9

Ved susp. stoff <1,0 mg/l er verdien satt til 0,5 mg/l ved beregning av middel- og medianverdier.

**Glomma ved Funnefoss. Analyseresultater 2000.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
050100	6,0	366	212	36	4,4	2,0
160100	5,8	390	202	39	5,3	3,6
010200	5,3	358	175	36	4,3	3,2
170200	8,3	321	178	31	3,6	1,6
290200	8,6	342	169	35	4,0	0,8
140300	5,2	330	167	32	3,7	<1
020400	7,8	298	149	27	3,6	<1
120400	27,2	450	219	37	4,0	9,2
030500	59,4	429	88	69	7,8	40,8
080500	28,2	275	61	50	5,9	8,5
150500	19,8	282	63	42	5,1	12,4
240500	14,4	235	55	30	3,7	4,8
050600	11,5	260	76	42	4,7	2,4
150600	10,0	246	75	34	3,9	2,4
030700	12,7	237	38	48	4,9	5,6
190700	5,6	230	50	47	4,7	4,0
310700	15,5	287	66	53	5,7	3,2
150800	9,3	258	80	36	4,7	<1
040900	6,3	260	60	30	4,0	2,4
170900	7,9	303	90	55	6,2	<1
290900	7,0	276	128	27	3,5	<1
161000	20,6	391	73	103	10,8	7,6
301000	23,2	386	142	72	7,4	6,8
151100	14,4	390	127	89	8,9	5,2
041200	10,6	399	151	81	8,2	1,6
171200	12,6	375	129	81	8,0	2,0
Maks	59,4	450	219	103	10,8	40,8
Min.	5,2	230	38	27	3,5	<1,0
Middel	14,0	320	116	47	5,4	4,9
Median	10,0	303	90	39	4,7	1,4

Ved susp. stoff <1,0 mg/l er verdiene satt til 0,5 mg/l ved beregning av middelvei og medianverdi.

**Glomma ved Solbergfoss. Analyseresultater 2000.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
050100	22,7	643	449	28	3,2	8,8
170100	32,8	637	456	26	3,5	13,6
010200	8,6	496	359	26	3,3	1,6
140200	19,0	602	355	25	3,2	5,6
290200	16,4	507	328	24	3,2	3,6
130300	42,8	554	356	28	3,0	11,2
270300	21,6	533	370	28	3,5	3,2
100400	20,9	570	376	25	2,9	4,8
260400	55,2	671	454	29	3,6	14,8
080500	36,5	439	204	49	6,6	8,9
150500	14,1	390	174	35	4,4	2,4
220500	10,0	416	228	25	3,2	2,4
290500	13,6	468	271	23	3,2	3,6
120600	12,7	644	452	27	2,8	2,0
190600	10,0	450	292	21	2,8	2,8
030700	10,4	400	280	14	2,2	2,4
170700	11,0	346	205	23	3,0	4,8
010800	11,2	401	184	22	3,3	2,4
150800	12,4	398	210	21	3,2	<1
280800	8,6	375	195	19	3,0	2,1
180900	8,0	412	260	21	3,1	2,4
021000	8,0	385	228	25	3,6	<1
161000	60,2	624	382	51	6,2	14,4
291000	23,3	548	336	46	5,2	6,0
121100	43,5	580	322	58	6,2	12,8
271100	62,0	564	314	68	6,6	17,2
111200	28,1	510	312	55	5,9	8,0
Maks	62,0	671	456	68	6,6	17,2
Min.	8,0	346	174	14	2,2	1,6
Middel	23,1	502	309	31	3,8	3,3
Median	16,4	507	314	26	3,2	2,5

Ved susp. stoff < 1,0 mg/l er verdiene satt til 0,5 mg/l ved beregning av middelerdi og medianverdi.

**Glomma ved Sarpfossen. Analyseresultater 2000.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	usp. stoff mg/l
050100	22,3	618	445	29	3,5	7,2
170100	23,7	631	449	26	3,6	7,6
010200	26,7	606	396	32	3,5	10,0
140200	118,2	883	579	42	4,2	67,6
290200	43,2	587	369	25	3,3	15,6
130300	39,5	592	390	28	3,2	10,4
270300	29,1	577	402	29	3,5	4,4
100400	42,1	758	513	32	3,2	9,6
260400	66,4	740	497	32	3,7	17,6
080500	46,4	464	209	56	6,8	12,5
150500	20,4	387	183	36	4,7	6,0
220500	15,3	435	226	27	3,5	5,2
290500	20,6	586	395	25	3,5	6,4
120600	20,2	607	403	28	3,2	5,2
190600	13,2	463	279	24	3,4	4,4
030700	10,7	400	291	15	2,1	2,8
170700	15,4	385	222	24	3,0	3,6
010800	15,3	580	198	24	3,4	5,2
150800	15,1	409	214	22	3,3	2,4
280800	11,3	375	205	20	2,8	2,9
180900	9,7	429	271	21	3,2	2,4
021000	10,2	469	297	26	3,5	<1
161000	62,0	680	427	48	6,0	16,8
291000	87,3	669	394	55	5,7	22,8
121100	56,8	785	341	16	6,7	16,0
271100	64,8	575	323	65	7,1	20,4
111200	48,7	584	328	60	6,2	13,2
Maks	118,2	883	579	65	7,1	67,6
Min.	9,7	375	183	15	2,1	2,4
Middel	35,4	566	342	32	4,1	11,5
Median	23,7	584	341	28	3,5	7,4

**Vorma ved Svanfoss. Analyseresultater 2000.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp. stoff mg/l
050100	3,7	484	423	10	1,9	1,6
170100	4,4	533	419	8,5	2,2	2,8
010200	5,0	502	422	11	2,0	2,0
150200	3,7	533	400	9	1,6	2,0
290200	23,7	558	407	11	1,4	10,8
130300	3,3	517	397	10	2,0	<1
270300	6,5	492	390	11	2,0	1,6
100400	9,0	529	412	11	1,9	3,2
250400	13,9	866	718	19	2,7	2,4
080500	7,8	517	400	10	1,4	2,1
150500	7,7	591	409	9	2,1	4,0
220500	6,4	599	435	9	1,7	2,8
290500	11,1	674	456	11	2,3	3,2
050600	7,2	525	433	10	2,0	1,8
190600	7,6	516	376	9	2,0	2,4
030700	11,2	425	309	11	2,0	2,4
170700	13,0	365	234	12	1,7	4,4
310700	10,4	366	227	12	2,2	3,6
150800	7,5	370	247	12	2,3	<1
280800	5,3	379	244	12	2,2	2,5
110900	5,2	472	342	10	2,3	<1
250900	5,1	407	285	10	2,1	<1
091000	7,3	446	329	13	2,5	1,6
231000	5,8	465	386	12	2,0	1,6
061100	9,8	520	398	13	2,2	5,2
201100	42,4	590	414	21	3,1	17,6
041200	46,9	514	401	14	2,7	35,2
191200	12,9	525	419	16	2,6	5,2
Maks	46,9	866	718	21	3,1	35,2
Min.	3,3	365	227	9	1,4	<1
Middel	10,9	510	383	12	2,1	3,1
Median	7,6	517	400	11	2,1	1,7

Ved susp. stoff<1,0 mg/l er verdiene satt til 0,5 mg/l ved beregning av middelvei og medianverdi.

## **Vedlegg E.**

Primærdata for hovedstasjonen i Øyeren

- Vannkjemi og klorofyll
- Planteplankton

**Hovedstasjonen i Øyeren ved Solbergåsen. Analyseresultater 1996.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp.st. mg/l	Klorofyll-a µg/l
040696	16,0	476	235	37	5,2	3,0	3,0
180696	17,1	496	266	19	2,5	6,0	3,4
020796	12,8	444	216	21	3,6	2,5	4,7
160796	12,0	484	206	22	4,0	3,0	2,8
300796	14,1	420	173	16	3,7	1,0	5,1
130896	12,9	426	207	12	2,3	2,3	2,3
170996	13,8	433	234	20	2,6	2,0	3,2
091096	13,3	502	258	20	2,7	2,3	4,8
221096	14,2	590	313	31	6,6	1,7	2,1
291096	14,7	596	343	36	5,6	2,3	1,8
Maks.	17,1	596	343	37,0	6,6	6,0	5,1
Min.	12,0	420	173	12,0	2,3	1,0	1,8
Middel	14,1	487	245	23,4	3,9	2,6	3,3
Median	14,0	480	235	20,5	3,7	2,3	3,1

**Øyeren. Analyseresultater 1997.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp.st. mg/l	Klorofyll-a µg/l
270597	15	490	210	42	5,1	5,8	3,9
100697	12	360	130	24	3,6	3,5	4,7
240697	9	410	190	16	2,9	2,7	3,4
080797	13	400	210	17	3,1	4,1	2,5
220797	7	420	230	13	2,8	2,2	2,8
050897	7	380	180	13	2,8	2,9	4,2
190897	8	400	180	11	3,2	2,9	4,6
020997	9	460	200	8	2,1	2,7	3,4
160997	10	380	200	24	3,7	2,9	3,3
300997	7	330	170	25	4,5	1,6	2,5
131097	7	470	250	21	4,0	2,6	1,7
271097	10	420	260	27	4,3	2,2	1,4
Maks	15,0	490	260	42,0	5,1	5,8	4,7
Min.	7,0	330	130	8,0	2,1	1,6	1,4
Middel	9,5	410	201	20,1	3,5	3,0	3,2
Median	9,0	405	200	19,0	3,4	2,8	3,4



**Hovedstasjonen i Øyeren ved Solbergåsen. Analyseresultater 1998.**

Dato	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp.st. mg/l	Klorofyll-a µg/l
120598	21	580	240	46	6,0	5,6	1,2
260598	10	380	210	26	3,9	2,7	2,7
090698	7	440	230	15	2,5	2,1	3,1
230698	14	490	270	18	3,2	4,0	5,9
070798	4	490	280	19	3,2	2,8	0,1
210798	12	470	260	19	3,4	4,3	2,2
030898	11	360	190	23	3,0	3,9	3,5
180898	19	470	190	24	4,4	5,8	0,7
010998	13	380	200	32	4,3	4,6	2,6
150998	12	410	230	24	4,1	3,7	1,3
290998	12	480	250	36	5,5	2,0	2,0
131098	10	430	250	32	3,9	3,6	2,2
Maks.	21	580	280	46	6,0	5,8	5,9
Min.	4	360	190	15	2,5	2,0	0,1
Middel	12	448	233	26	4,0	3,8	2,3
Median	12	455	235	24	3,9	3,8	2,2

**Hovedstasjonen i Øyeren ved Solbergåsen. Analyseresultater 1999.**

	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp.st. mg/l	Klorofyll-a µg/l
110599	19	530	270	49	5,3	6,1	0,6
250599	10	570	250	35	4,1	3,2	2,2
080699	10	390	210	26	3,2	2,6	1,4
220699	16	480	320	26	3,7	7,6	2,8
060799	19	530	350	32	3,7	5,5	1,1
200799	13	410	210	20	3,2	4,6	4,6
030899	11	380	160	26	4,0	3,4	5,9
170899	12	410	190	22	4,0	2,2	4,3
310899	10	350	170	16	2,4	1,8	4,6
140999	7	400	180	16	2,5	1,9	4,5
280999	10	490	250	15	2,2	2,9	3,3
121099	15	580	310	48	5,3	3,4	2,4
261099	7	370	200	27	3,4	1,6	1,6
Maks.	19	580	350	49	5,3	7,6	5,9
Min.	7	350	160	15	2,2	1,6	0,6
Middel	12	453	236	28	3,6	3,6	3,0
Median	11	410	210	26	3,7	3,2	2,8

**Hovedstasjonen i Øyeren ved Solbergåsen. Analyseresultater 2000.**

	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	NO3 µg/l	Farge mgPt/l	TOC mg/l	Susp.st. mg/l	Klorofyll-a µg/l
180700	10	400	180	23	2,9	6,7	2,6
250700	15	400	180	22	2,9	4,5	2,9
010800	10	350	180	23	3,2	3,5	4,5
080800	14	520	180	24	3,3	6,5	4,5
150800	13	460	190	22	3,7	3,0	4,2
220800	8	450	200	18	2,9	2,2	2,8
290800	10	390	180	19	3,3	4,6	4,4
050900	8	390	190	28	3,5	2,0	2,3
180900	8	450	230	22	3,2	1,6	2,9
270900	5	390	210	21	2,9	1,7	2,6
031000	8	480	260	25	2,9	1,8	2,6
121000	100	1140	670	47	6,6	67,0	5,1
171000	20	630	350	44	5,5	8,3	1,8
241000	15	560	320	46	5,7	5,3	
Maks.	100	1140	670	47	6,6	67,0	5,1
Min.	5	350	180	18	2,9	1,6	1,8
Middel	17	501	251	27	3,8	8,5	3,3
Median	10	450	195	23	3,3	4,0	2,9

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Øyeren, 1

	Verdier gitt i mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (=mg/m <sup>3</sup> våtvekt)									
	År	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1996	1996
	Måned	6	6	7	7	7	8	9	10	10
	Dag	4	18	2	16	30	13	17	9	22
Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>										
Anabaena lemmermannii	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.
Anabaena solitaria f.planctonica	.	.	.	.	2,0	.	.	.	.	.
Planktothrix agardhii	.	.	.	.	.	.	.	1,6	.	.
Woronichinia naegeliana	.	.	.	1,6	.	.	.	.	.	.
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,0	1,6	2,5	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>										
Chlamydomonas sp. (l=12)	0,0	.	3,2	.	.	.	.	1,6	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	.	0,5	.	.	.	0,3	0,1	.
Cosmarium reniforme	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.
Cosmarium sp. (l=8 b=8)	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.
Dictyosphaerium pulchellum	.	.	.	0,2	.	.	2,1	.	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0,3	.	.	.	0,4	.	.	0,3	.	.
Euastrum bidentatum	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.
Gloeotila pulchra	.	.	.	.	4,8	.	.	.	.	.
Gyromitus cordiformis	.	.	.	1,3	.	.	0,2	.	.	.
Kirchneriella contorta	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.
Koliella sp.	0,1	0,2	0,7	0,6	0,4	.	0,4	.	0,1	0,1
Monoraphidium contortum	0,2	0,6	0,7	0,4	0,2	.	.	.	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	0,2	0,2	.	0,2	.	.	.
Monoraphidium griffithii	.	.	.	.	0,8	.	.	.	.	.
Monoraphidium minutum	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	0,2	.	0,5	0,2	.	1,2	.	0,1	.
Pandorina morum	.	0,7	.	.	.	.	.	.	.	.
Paramastix conifera	.	.	0,8	.	.	.	0,8	.	0,4	1,3
Paulschulzia pseudovolvox	.	0,4	0,6	0,6	.	.	.	.	.	.
Pediastrum tetras	.	.	.	.	.	0,8	.	.	.	.
Planctosphaeria gelatinosa	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.	.
Scenedesmus armatus	.	.	.	2,0	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus opoliensis	.	.	1,3	.	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus quadricauda	2,7	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus spp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.
Selenastrum capricornutum	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.
Staurodesmus indentatus	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	1,6	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Grønnalger	4,9	2,2	8,2	6,9	7,5	1,0	4,8	3,5	0,8	1,5
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>										
Aulomonas purdyi	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	0,4	.	.	0,1
Bitrichia chodatii	0,3	.	0,3	.	0,7	.	0,3	.	.	.
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.
Chrysochromulina parva	.	.	.	1,1	3,1	.	.	.	.	.

Chrysolykos planctonicus	.	.	0,1	0,1	.	.	.	.	.	.
Chrysolykos skujai	0,6	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.
Craspedomonader	.	.	0,3	0,2	4,6	3,6	2,1	0,1	0,2	0,3
Dinobryon bavaricum	1,1	4,4	8,6	2,7	8,8	0,2	8,9	2,0	0,0	.
Dinobryon borgei	.	0,2	1,3	1,0	0,4	.	0,3	.	.	.
Dinobryon crenulatum	0,4	.	.	0,8	2,0	.	.	.	.	.
Dinobryon divergens	.	.	4,5	7,3	20,5	.	0,3	.	.	.
Dinobryon korsikovii	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.
Dinobryon sertularia	.	0,8	.	.	.	.	.	.	.	.
Dinobryon sociale	.	.	0,6	1,5	.	.	.	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	.	.	4,6	26,2	.	1,2	.	.	.
Dinobryon suecicum	.	0,2	0,3	0,3	0,6	.	0,2	0,2	.	.
Kephyrion boreale	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	0,4	1,6	9,6	0,9	0,9	.	.	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0,9	0,5	1,1	0,9	.	.	.	.	.	.
Mallomonas caudata	.	.	0,6	1,3	.	.	.	1,4	.	.
Mallomonas reginae	.	3,2	.	0,3	.	.	.	0,9	.	.
Mallomonas spp.	2,0	.	5,0	2,0	.	.	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	8,6	8,3	7,6	6,3	8,7	8,3	6,9	4,5	3,5	3,9
Ochromonas spp.	.	.	.	.	.	.	1,3	.	.	.
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	0,3	.	.	.	0,1	0,5	.	.
Pseudokephyrion attenuatum	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.
Pseudokephyrion entzii	.	0,1	1,2	0,2	.	.	.	.	.	.
Pseudokephyrion sp.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.
Små chrysomonader (<7)	30,0	20,2	31,2	19,8	23,4	13,2	10,7	8,6	7,1	5,5
Spiniferomonas sp.	.	.	.	0,8	.	.	0,3	.	.	.
Stelaxomonas dichotoma	3,8	1,0	0,2	0,9	.	.	1,9	2,4	0,1	0,6
Stichogloea doederleinii	.	.	.	.	.	.	0,6	.	.	.
Store chrysomonader (>7)	34,5	42,2	43,9	33,6	36,2	7,8	11,2	10,3	4,7	4,3
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	1,9	2,4	6,4	0,9	.	.	.	5,3	3,0	1,0
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	.	.	.	.	.	0,3	0,1	0,4
Ubest.chrysophyceae	.	.	0,7	1,6	0,5	4,8	0,2	.	0,1	0,1
Uroglena americana	.	1,5	11,7	0,9	22,2	.	0,9	.	.	.
Sum - Gullalger	84,7	86,8	135,9	90,4	159,0	38,4	47,9	36,5	19,0	16,2

## Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4
Asterionella formosa	29,4	35,6	14,6	29,3	16,5	7,9	30,6	17,3	2,4	2,9
Aulacoseira alpigena	.	0,3	0,5	.	0,3	0,3	1,6	.	0,5	1,8
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	.	.	.	.	.	.	7,0	.	.	.
Aulacoseira italica v.tenuissima	2,6	0,4	6,4	.	5,1	2,6	.	.	.	0,6
Cyclotella radiosa	.	.	.	.	.	.	.	3,0	.	0,4
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	.	2,7	.	1,1	.	.	.
Diatoma tenuis	3,2	4,5	.	.	.	.	.	0,2	.	.
Fragilaria crotonensis	.	.	.	.	.	1,7	7,2	9,9	5,5	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	1,1	0,6	1,1	0,6	.	.	1,1	.	0,6	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	14,8	7,2	3,6	6,1	1,2	.	0,4	.	.	0,3
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")	0,6	5,8	.	.	.	.	.	.	.	.
Fragilaria ulna (morfotyp"angustissima")	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.	.
Fragilaria ulna (morfotyp"ulna")	1,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	6,5	.	0,9	.	.	.	.	.	.
Rhizosolenia eriensis	.	.	.	.	3,2	0,7	2,4	1,6	.	0,2

Rhizosolenia longiseta	.	0,4	1,2	.	0,5	0,3	1,6	0,8	0,2	0,3
Stephanodiscus hantzschii v. pusillus	.	.	.	.	1,7	.	.	.	.	.
Stephanodiscus hantzschii	.	.	.	0,7	.	4,8	2,4	.	.	1,3
Tabellaria fenestrata	.	1,2	5,7	18,4	30,9	47,3	605,1	591,4	16,8	45,9
Tabellaria flocculosa	.	0,8	.	.	.	.	2,0	.	.	.
Sum - Kiselalger	53,2	63,3	33,1	56,5	62,1	65,4	662,3	624,2	26,0	54,0

## Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.
Cryptomonas curvata	.	.	1,0	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas erosa	21,3	18,3	3,0	.	0,2	5,3	5,0	6,0	6,4	6,2
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	15,9	3,7	5,4	9,3	0,3	.	4,2	8,6	12,3	3,6
Cryptomonas marssonii	2,9	2,9	5,8	2,9	.	.	2,6	2,5	5,3	0,6
Cryptomonas sp. (l=20-22)	12,7	.	0,7	9,6	.	.	5,3	8,9	6,5	2,4
Cryptomonas spp. (l=24-28)	10,6	0,8	4,0	4,4	.	.	4,4	7,2	9,2	6,0
Cyathomonas truncata	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.
Katablepharis ovalis	2,4	3,3	28,6	18,1	9,1	3,6	0,8	0,2	0,1	0,7
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	65,9	18,9	30,8	77,4	19,2	0,7	5,2	5,3	5,2	3,5
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1,7	.	0,3	3,4	.	.	4,5	1,4	1,2	.
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	133,4	47,9	79,6	125,1	29,0	9,9	32,0	40,1	46,2	23,0

## Dinophyceae (Fureflagellater)

Gymnodinium cf.lacustre	2,1	3,7	10,9	8,0	.	.	7,0	0,9	0,5	0,5
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	.	.	10,0	1,6	.	.	.	.
Gymnodinium helveticum	.	.	2,0	.	.	.	.	.	6,0	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	6,4	.	3,2	.	1,2	.	0,5	4,8	3,1	.
Peridinium raciborskii (P.palustre)	.	.	.	.	8,0	.	.	.	8,4	.
Peridinium sp. (l=15-17)	4,4	.	.	2,3	.	.	.	1,3	.	2,0
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	7,0	0,7	4,8	.	1,0	1,0	.	.
Ubest.dinoflagellat	0,9	2,7	3,7	2,1	0,5	.	1,6	0,5	.	0,2
Sum - Fureflagellater	13,8	6,4	26,8	13,1	24,5	1,6	10,0	8,6	18,0	2,7

## My-alger

My-alger	28,2	17,5	18,9	22,9	21,5	17,9	17,7	12,9	6,1	6,8
Sum - My-alge	28,2	17,5	18,9	22,9	21,5	17,9	17,7	12,9	6,1	6,8
Sum totalt :	318,2	224,0	302,6	316,5	306,0	134,3	774,9	727,4	116,2	104,1

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Øyeren

	Verdier gitt i mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (=mg/m <sup>3</sup> våtvekt)											
	År	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997	1997
	Måned	6	6	7	7	8	8	9	9	9	10	10
	Dag	10	24	8	22	5	19	2	16	30	7	20
	Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>												
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=12)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3,2
<i>Chlamydomonas</i> sp. (I=8)	.	.	.	0,3	0,8	2,1	0,5	.	0,8	.	.	.
<i>Closterium acutum</i> v. <i>acutum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	.	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	.	.	.	.	.	.	0,7	.	.	.	.	.
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> v. <i>minutum</i>	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.	.
<i>Elakathrix gelatinosa</i> (genevensis)	0,9	0,5	0,2	.	0,7	0,4	0,5	0,5	0,3	.	0,4	.
<i>Gloeotila pulchra</i>	.	.	.	.	4,8	0,8	.	.	.	.	.	.
<i>Gyromitus cordiformis</i>	.	.	.	.	1,2	.	1,2	1,1	.	.	.	.
<i>Koliella longiseta</i>	1,3	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Koliella</i> sp.	3,0	1,6	2,5	0,8	0,7	3,3	0,4	0,4	0,2	0,2	.	.
<i>Lagerheimia genevensis</i>	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.
<i>Monoraphidium contortum</i>	.	.	0,2	.	0,4	0,7	.	0,2	.	.	.	.
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	.	0,2	.	.	1,8	0,2	1,4	0,5	0,9	0,7	0,5	.
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0,7	.	.	0,2	0,4	0,2	.	.	.	0,3	0,4	.
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	.	1,7	0,7	0,3	0,7	0,6	0,2	.	0,4	0,5	.	.
<i>Pandorina morum</i>	.	.	.	.	3,8	.	.	.	.	.	.	.
<i>Paramastix conifera</i>	3,2	.	.	0,8	.	.	.	.	0,7	.	.	.
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scenedesmus ecornis</i>	.	.	.	.	.	.	.	2,1	.	.	.	.
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.	.
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.	0,3	.	.
<i>Scenedesmus</i> sp. ( <i>Sc.bicellularis</i> ?)	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Selenastrum capricornutum</i>	.	.	.	.	.	.	0,2	.	0,2	.	0,1	.
<i>Spondylosium planum</i>	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Staurastrum lunatum</i>	.	.	.	.	.	1,2	.	.	.	.	.	.
<i>Teilingia granulata</i>	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.
<i>Tetraedron minimum</i> v. <i>tetralobulatum</i>	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ubest.ellipsoidisk</i> gr.alge	.	.	.	.	.	.	1,7	0,4	0,5	0,5	.	.
Sum - Grønnalger	9,6	4,6	3,9	2,5	15,2	10,4	7,7	5,4	4,2	2,4	4,5	.
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>												
<i>Aulomonas purdyi</i>	1,1	0,3	.	.	.	.	.	.	0,4	.	0,3	.
<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	.	0,3	1,3	1,3	.	.	.	.	.
<i>Chromulina</i> sp. ( <i>Chr.pseudonebulosa</i> ?)	.	.	0,3	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	.	1,3	.	0,8	0,8	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chrysochromulina parva</i>	3,2	2,9	0,2	0,4	1,6	5,8	3,3	2,8	1,6	0,9	.	.
<i>Chrysococcus rufescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,7	.
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	.	.	.	0,2	.	1,7	0,4	.	0,1	.	.	.
<i>Chrysolykos skujai</i>	.	1,9	0,1	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Craspedomonader</i>	1,0	0,7	.	0,3	2,8	3,4	5,3	0,7	0,9	0,5	1,6	.
Cyster av <i>Bitrichia chodatii</i>	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cyster av <i>Chrysolykos skujai</i>	.	.	.	0,2	0,1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	1,7	3,4	0,9	.	0,8	0,6	0,9	.	2,6	1,1	.	.

Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	.	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.
Dinobryon borgei	3,6	8,3	0,3	0,4	5,2	5,9	0,8	0,4	0,5	0,5	.
Dinobryon crenulatum	0,8	.	0,4	0,4	1,6	2,8	1,6	.	.	.	.
Dinobryon divergens	.	12,2	2,8	1,5	5,9	0,8	.	0,1	.	.	.
Dinobryon korsikovii	.	.	.	.	0,8	.	.	.	.	.	.
Dinobryon sertularia	0,2	.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.
Dinobryon sociale	.	0,2	1,2	0,2	.	.	.	.	0,9	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	.	.	1,6	.	.	0,8	0,4	.	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	0,6	0,3	0,3	.	0,3	0,3	0,2	0,5	.	.
Kephyrion boreale	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.
Kephyrion litorale	.	.	.	.	0,1	0,2	.	.	.	.	.
Kephyrion sp.	.	0,7	5,8	0,2	.	0,2	0,2	.	0,1	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	2,4	1,4	0,8	.	3,9	.	.	0,4	1,3	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1,1	5,8	6,5	4,2	2,8	0,5	.	.	0,5	.	1,6
Mallomonas caudata	.	.	.	.	.	.	1,6	.	.	.	.
Mallomonas cf.maiorensis	.	1,3	0,9	0,7	2,0	1,3	0,7	.	.	.	.
Mallomonas reginae	.	.	.	.	.	.	2,7	2,8	5,3	0,4	0,4
Mallomonas spp.	2,9	.	2,7	3,2	1,3	.	2,0	.	.	.	.
Mallomonas tonsurata	1,1	.	.	.	.	3,6	.	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	16,5	17,5	15,3	10,8	10,0	12,3	10,7	10,7	12,1	8,5	7,7
Phaeaster aphanaster	.	.	.	.	.	.	0,7	.	.	.	.
Pseudokephyrion alaskanum	.	0,3	.	.	0,6	0,3	.	.	.	.	.
Pseudokephyrion entzii	.	0,3	.	.	0,1	.	0,3	.	.	.	.
Pseudokephyrion sp.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	0,2	.
Små chrysomonader (<7)	66,5	59,9	54,4	14,6	31,2	46,2	27,7	23,2	36,4	22,4	14,8
Spiniferomonas bourellyi	0,7	.	0,4	0,3	1,0	0,5	.	0,7	0,3	.	.
Stelaxomonas dichotoma	.	.	.	.	.	.	0,3	2,4	1,4	1,0	2,1
Store chrysomonader (>7)	63,7	36,2	29,3	12,1	15,5	34,5	18,1	13,8	19,8	15,5	9,5
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	5,1	5,6	.	0,9	.	.	0,9	.	.	.	1,9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	.	.	1,6	0,3	.	0,7	0,3	2,0	4,0	.
Ubest.chrysophyceae	.	1,1	.	0,1	0,5	0,3	0,1	0,4	0,7	0,3	.
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,3	.
Uroglena americana	24,5	0,9	.	.	0,3	.	.	.	.	.	.
Sum - Gullalger	196,0	163,1	124,1	53,5	89,9	123,4	81,5	58,8	87,9	56,8	40,4

## Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	7,3	8,8	8,9	2,7	70,0	28,2	25,4	8,5	4,9	4,8	3,7
Aulacoseira alpigena	1,0	0,3	.	.	0,7	0,9	2,6	1,5	.	.	.
Aulacoseira italica v.tenuissima	.	2,3	0,2	.	.	1,0	.	0,3	0,6	.	.
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	.	.	4,0	4,0	.	1,9	.	.	.
Cyclotella glomerata	.	.	.	.	5,6	4,5	3,9	2,4	1,5	.	0,2
Cyclotella radiosa	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eunotia sp.	.	.	.	.	0,2	0,2	.	.	.	.	.
Fragilaria capucina	.	.	.	.	.	2,2	.	.	.	.	.

Fragilaria crotonensis	.	.	.	.	.	.	.	.	7,2	.	8,5
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	2,2	44,5	66,8	2,2	1,7	2,2	1,1	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	0,9	4,2	5,3	2,7	.	.	2,4	0,7	0,7	0,9
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	1,9	2,2	1,9	2,4	.	.	0,2	.	.	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	0,6	0,6	.	.	.	1,0	0,5	.	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	10,8	1,6	3,2	.	.	.	.	.	1,8	.	.
Nitzschia sp. (l=40-50)	0,9	.	.	.	.	.	.	0,9	.	.	.
Rhizosolenia eriensis	.	1,6	5,2	.	0,3	7,2	2,0	.	0,4	.	.
Rhizosolenia longiseta	1,6	4,8	12,3	0,3	1,1	0,3	1,2	2,0	1,2	0,4	1,2
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	.	.	.	.	.	.	0,9	.	.	0,9	.
Stephanodiscus hantzschii	.	1,0	2,4	.	.	1,1	2,1	.	2,1	.	2,4
Tabellaria fenestrata	1,1	11,1	2,4	11,7	6,5	56,1	76,2	79,1	30,3	14,1	39,2
Tabellaria flocculosa	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	0,4
Sum - Kiselalger	25,1	35,2	43,7	66,9	157,6	107,7	117,2	101,8	51,8	20,9	56,4
<b>Cryptophyceae (Svelgflagellater)</b>											
Cryptaulax vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,3	0,3
Cryptomonas erosa	2,5	11,7	2,5	.	11,3	9,9	4,5	6,0	12,7	8,5	2,1
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	1,8	4,3	1,4	2,9	1,2	4,6	4,3	4,1	3,1	2,4
Cryptomonas marssonii	5,3	.	1,1	.	2,8	2,9	2,4	2,9	0,2	0,4	1,2
Cryptomonas sp. (l=20-22)	29,2	0,2	11,0	3,2	.	.	.	.	2,9	.	3,6
Cryptomonas spp. (l=24-28)	1,5	0,4	0,8	3,5	1,6	1,6	1,2	6,8	10,5	4,5	4,0
Katablepharis ovalis	4,8	11,9	7,6	4,0	4,1	52,9	7,2	8,3	3,0	3,3	0,6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	40,5	44,6	66,0	19,9	14,9	247,2	10,9	42,6	27,5	17,9	6,4
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	2,4	1,5	4,4	.	1,3	6,4	6,0	15,5	3,6	4,8	1,3
Sum - Svelgflagellater	86,2	72,0	97,7	32,0	38,8	322,1	36,7	86,4	64,6	42,8	21,9
<b>Dinophyceae (Fureflagellater)</b>											
Gymnodinium cf.lacustre	18,6	3,2	1,1	3,0	0,9	0,9	3,7	2,8	1,0	2,1	.
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	.	.	3,0	6,4	3,0	.	.	.	.
Gymnodinium helveticum	.	.	.	.	.	.	2,0	.	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	.	1,4	2,9	.	2,4	.	0,5	.	0,5
Peridinium polonicum	.	.	.	.	.	.	3,2	.	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	.	0,3	.	.	.	4,4	.	0,7
Peridinium umbonatum	.	.	.	.	.	0,9	.	.	.	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	1,5	1,0	3,0	.	6,3	.	41,1	6,0	2,7	1,0	0,8
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	.	.	.	27,4	.	.	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	0,5	0,9	1,1	.	0,5	2,7	3,2	0,5	0,5	0,7	.
Sum - Fureflagellater	20,6	5,1	5,1	4,4	13,9	38,3	58,6	9,2	9,1	3,8	1,9
<b>My-alger</b>											
My-alger	20,2	14,7	16,2	12,1	19,3	21,6	16,6	11,6	15,3	8,0	9,4
Sum - My-alge	20,2	14,7	16,2	12,1	19,3	21,6	16,6	11,6	15,3	8,0	9,4
Sum totalt :	357,7	294,7	290,7	171,4	334,8	623,5	318,3	273,1	232,8	134,6	134,7



Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Øyeren

		Verdier gitt i mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (=mg/m <sup>3</sup> våtvekt)											
År	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998
Måned	5	5	6	6	7	7	8	8	9	9	9	9	10
Dag	12	26	9	23	7	21	3	18	1	15	29	13	
Dyp	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m	0-10m
<b>Cyanophyceae (Blågrønnalger)</b>													
Anabaena lemmermannii	.	.	.	.	.	.	2,1	.	.	.	.	.	.
Sum - Blågrønnalger	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Chlorophyceae (Grønnalger)</b>													
Ankistrodesmus falcatus	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bicosoeca ainikkae	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carteria sp. (I=6-7)	.	.	.	.	0,9	.	2,7	.	0,5	.	0,5	.	
Chlamydomonas sp. (I=8)	0,3	.	0,3	0,3	0,8	1,6	1,9	0,3	0,5	.	0,5	0,3	
Chlorogonium minimum	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Closterium acutum v.variabile	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	
Cosmarium sphagnicolum v.pachygonum	.	.	.	.	.	.	1,2	.	.	.	.	.	
Dictyosphaerium subsolitarium	.	.	.	.	0,8	0,3	.	.	.	.	.	.	
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	0,7	.	.	2,0	.	0,4	.	.	.	
Gyromitus cordiformis	.	.	.	1,2	.	.	.	.	.	0,2	1,2	.	
Koliella sp.	0,2	0,7	0,5	1,4	1,1	2,0	1,0	1,2	0,1	.	0,1	0,1	
Micractinium pusillum	.	.	.	.	.	1,4	.	.	.	.	.	.	
Monoraphidium contortum	.	.	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.	0,4	
Monoraphidium dybowskii	0,2	.	.	0,2	0,2	0,7	0,7	0,2	0,2	0,7	.	.	
Monoraphidium griffithii	0,2	.	.	.	.	0,5	.	.	0,2	0,2	.	0,2	
Oocystis submarina v.variabilis	.	.	.	.	0,6	.	0,8	2,2	1,0	.	.	.	
Paramastix conifera	0,8	0,8	.	.	.	.	.	.	0,8	.	0,8	.	
Paulschulzia pseudovolvox	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	
Scenedesmus denticulatus v.linearis	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	
Selenastrum capricornutum	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	
Teilingia granulata	.	.	.	.	.	.	0,7	.	.	.	.	.	
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.	.	.	.	0,3	0,4	0,1	.	0,3	.	.	.	
Sum - Grønnalger	2,0	1,5	0,8	4,2	4,7	7,4	11,1	3,9	4,7	1,1	3,1	1,0	
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>													
Aulomonas purdyi	2,5	0,3	.	.	0,4	0,3	.	0,1	0,4	.	0,9	0,1	
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	0,3	0,3	.	.	.	0,1	.	0,1	.	0,3	0,4	
Chrysochromulina parva	0,6	1,4	2,3	0,4	0,2	0,8	0,6	0,6	0,5	.	0,2	.	
Chrysolykos planctonicus	.	.	.	0,2	0,2	.	0,2	.	0,1	.	.	.	
Chrysolykos skujai	.	0,2	.	0,4	.	.	0,1	.	.	.	.	.	
Craspedomonader	1,4	0,6	.	0,3	0,1	0,5	0,5	0,9	1,7	.	1,1	0,1	
Dinobryon bavaricum	.	0,5	3,0	1,4	3,6	0,5	.	.	0,5	.	0,2	.	
Dinobryon borgei	0,2	1,1	1,1	0,4	0,4	0,7	0,8	0,6	1,0	.	0,3	0,5	
Dinobryon crenulatum	.	2,4	.	0,4	0,4	1,6	2,4	.	0,4	.	.	.	
Dinobryon cylindricum v.palustre	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Dinobryon cylindricum var.alpinum	0,2	0,4	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Dinobryon divergens	.	0,1	1,4	0,6	5,4	0,9	0,9	.	.	.	.	.	
Dinobryon korshikovii	.	.	.	.	.	.	1,4	.	.	.	.	.	
Dinobryon sertularia	.	.	.	0,2	.	.	.	.	1,9	.	.	.	
Dinobryon sociale	0,1	1,4	.	15,8	8,7	8,3	5,1	.	0,9	0,9	.	.	

Dinobryon sociale v.americanum	.	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	.	.	.	0,2	0,3	0,6	0,6	.	0,2	.	.	.
Kephyrion boreale	.	.	.	0,3	.	.	.	.	0,1	.	.	.
Kephyrion litorale	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.
Kephyrion spp.	.	.	.	0,8	0,4	0,2	0,5	.	0,2	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	0,4	0,8	1,6	7,4	11,1	0,9	0,5	0,5	.	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	.	0,5	0,6	.	1,2	1,8	0,6	0,6	1,6	.	0,6	.
Mallomonas caudata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.
Mallomonas cf.maiorensis	.	.	.	2,0	0,7	0,7	.	0,9	.	.	.	.
Mallomonas crassisquama	.	0,3	.	1,9	.	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas elongata	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	.	2,7	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.	.
Mallomonas spp.	.	2,0	2,5	.	.	.	.	.	0,3	0,2	0,6	2,9
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	12,5	11,4	11,1	17,5	10,2	15,2	14,2	10,9	11,9	5,9	5,8	4,9
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	.	.	.	0,3	1,0	0,5	0,4	.	.	.
Små chrysomnader (<7)	30,1	51,4	23,6	88,6	28,2	61,7	53,9	26,2	33,9	14,3	11,2	10,9
Spiniferomonas sp.	.	.	.	0,3	.	.	.	.	0,3	.	.	.
Stalexomonas dichotoma	18,1	1,0	0,2	0,2	0,5	0,3	.	.	0,6	3,6	4,6	1,0
Store chrysomnader (>7)	23,3	31,0	11,2	48,2	11,2	31,0	58,6	21,5	18,9	12,1	9,5	6,9
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	1,1	0,9	2,8	.	.	.	.	0,9	0,9	.	.	1,9
Ubest.chrysomnade (Ochromonas sp.?)	2,0	.	.	.	0,3	0,4	0,3	.	0,6	0,3	0,3	0,7
Ubest.chrysofytce	.	0,4	0,5	.	0,4	0,4	0,9	.	.	.	.	0,1
Uroglena americana	.	3,4	3,7	50,3	2,1	3,2	.	.	.	.	.	.
Sum - Gullalger	93,0	114,3	66,3	237,8	86,1	131,0	143,4	64,1	77,7	37,4	36,5	30,3

## Bacillariophyceae (Kiselalger)

Asterionella formosa	2,2	11,3	18,5	8,9	10,0	11,7	15,8	19,0	9,6	5,9	3,2	.
Aulacoseira alpigena	.	.	.	.	.	0,4	1,2	0,6	0,9	0,5	0,9	.
Aulacoseira ambigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,3	.
Aulacoseira islandica (morf.helvetica)	.	5,6	7,0	3,5	.	.	.	.	.	.	.	.
Aulacoseira italica	0,9	.	.	.	.	1,7	.	.	.	.	.	.
Aulacoseira italica v.tenuissima	0,4	.	0,2	.	0,4	0,7	.	5,4	.	0,6	0,8	0,8
Cyclotella comta v.oligactis	.	.	.	.	.	.	5,8	7,0	.	1,3	.	.
Cyclotella glomerata	.	.	0,2	.	.	.	.	.	0,7	.	.	.
Cyclotella kutzingiana	.	.	.	3,6	.	.	.	.	.	.	.	.
Cyclotella radiosa	.	.	.	.	0,5	.	.	1,7	.	.	.	.
Diatoma tenuis	0,5	1,2	0,6	0,3	0,5	.	.	.	.	.	.	.
Fragilaria crotonensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4,1	3,1	1,1
Fragilaria sp. (l=30-40)	2,8	3,9	1,7	11,7	3,3	15,0	21,1	5,6	8,9	3,3	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	.	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.
Fragilaria ulna (morfotyp"acus")	1,4	15,1	36,5	21,6	20,9	8,4	7,9	5,3	.	.	0,5	0,2
Fragilaria ulna (morfotyp"angustissima")	.	.	.	.	.	2,8	0,6	1,7	.	1,7	.	0,6
Fragilaria ulna (morfotyp"ulna")	.	.	.	.	.	3,2	1,6	.	.	.	.	.
Rhizosolenia eriensis	.	.	.	0,4	0,7	19,1	10,7	.	0,8	1,6	0,4	0,4
Rhizosolenia longiseta	.	2,3	1,2	2,0	4,0	24,2	12,7	4,8	1,0	2,0	1,9	1,6
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	4,6	1,9	1,1	1,1	.	2,8	.	.	.	.	.	.
Stephanodiscus hantzschii	0,4	0,5	0,3	0,3	0,4	.	.	.	1,7	1,8	4,0	2,4
Tabellaria fenestrata	.	3,6	2,5	1,2	1,5	10,8	11,2	69,3	30,1	15,4	10,5	3,0
Sum - Kiselalger	13,3	45,4	69,7	54,5	42,2	100,7	88,7	120,3	53,9	38,3	26,4	10,1

## Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptaulax vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,3	0,3
Cryptomonas curvata	.	0,9	2,4	.	.	.	.	.	0,9	.	.	.
Cryptomonas erosa	3,4	2,7	.	5,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	.	.	2,1	.	0,7	2,2	5,4	11,8	4,5	0,6	9,0	5,4
Cryptomonas marssonii	.	3,4	1,0	.	2,9	1,0	0,5	3,8	3,6	1,1	1,7	1,8
Cryptomonas pyrenoidifera	.	.	.	.	.	.	.	3,7	.	.	8,4	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	.	.	1,3	.	.	.	.	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0,5	.	6,4	.	.	1,0	9,5	.	18,7	10,1	23,5	17,8
Cryptomonas spp. (l=24-28)	2,0	13,0	1,0	5,0	11,0	5,5	10,5	6,0	9,0	8,5	23,5	14,0
Katablepharis ovalis	4,5	3,6	3,6	13,8	6,9	14,8	10,3	2,4	4,3	1,0	5,0	1,4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	17,2	56,2	45,1	43,7	23,9	25,2	14,8	12,1	13,9	5,2	24,5	7,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	0,2	11,9	4,8	1,3	1,6	.	1,7	4,8	1,7	.	0,4	.
Sum - Svelgflagellater	27,8	91,6	66,2	69,2	48,3	49,6	52,8	44,6	56,6	26,5	96,2	47,6

## Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	.	.	.	.	.	.	.	12,0	.	.	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	1,0	19,9	3,7	5,0	.	19,9	15,9	9,9	0,9	.	.	1,9
Gymnodinium helveticum	.	.	.	.	2,0	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium bipes	.	.	.	.	8,0	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium cinctum	.	.	.	.	.	7,0	.	.	.	.	.	.
Peridinium polonicum	.	5,6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	0,8	0,4	0,6	8,8	3,0	8,8	4,0	.	5,5	0,8
Ubest.dinoflagellat	0,5	2,7	0,9	2,3	1,2	5,8	3,2	.	.	0,5	0,9	.
Sum - Fureflagellater	1,5	28,1	5,4	7,7	11,8	41,5	22,1	30,7	4,9	0,5	6,4	2,7

## Euglenophyceae (Øyealger)

Euglena oxyuris	.	.	.	.	.	5,0	.	.	.	.	.	.
Euglena sp. (l=40)	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euglena sp. (l=70)	.	.	.	.	0,7	.	.	.	.	.	.	.
Trachelomonas furcata	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.	.	.
Sum - Øyealger	0,0	0,3	0,0	0,0	0,7	5,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0

## Raphidophyceae

Gonyostomum semen	.	.	.	.	.	.	.	.	7,8	.	5,2	.
Sum - Raphidophyceae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,8	0,0	5,2	0,0

## My-alger

My-alger	28,6	14,0	14,7	18,0	21,1	30,6	14,0	15,5	15,3	13,0	8,7	5,9
Sum - My-alge	28,6	14,0	14,7	18,0	21,1	30,6	14,0	15,5	15,3	13,0	8,7	5,9
Sum totalt :	166,1	295,2	223,3	391,4	214,9	365,8	334,0	279,1	221,7	116,7	182,5	97,5

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Øyeren  
Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

År	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999
Måned	5	5	6	6	7	7	8	8	9	9	10	10
Dag	11	25	8	22	6	13	17	31	14	29	12	24

## Cyanophyceae (Blågrønner)

Anabaena lemmermannii	.	.	.	.	.	0,5	0,3	.	0,8	.	.	.
Planktothrix agardhii	1,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,6
Woronichinia naegeliana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,6
Sum - Blågrønner	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0	0,8	0,0	0,0	2,2

## Chlorophyceae (Grønner)

Ankistrodesmus falcatus	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.
Ankyra judayi	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.
Ankyra lanceolata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,2
Botryococcus braunii	.	.	.	.	.	0,8	0,8	.	.	.	.	.
Carteria sp. (I=6-7)	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	0,5	.
Chlamydomonas sp. (I=8)	.	.	0,3	.	.	0,8	0,3	.	.	.	.	0,5
Chlorogonium minimum	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Closterium acutum v.variabile	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	0,1
Coelastrum asteroideum	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.
Crucigenia quadrata	.	.	.	.	.	0,5	0,9	1,3	.	.	1,4	.
Crucigeniella rectangularis	.	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.	.
Dimorphococcus lunatus	.	.	.	.	.	.	0,6	.	.	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	.	.	.	0,3	1,2	.	0,4	.	.
Gloeotila sp.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	4,0	0,8	.	.
Gyromitus cordiformis	.	.	.	.	1,2	.	1,3	.	.	.	.	.
Koliella longiseta	0,3	0,7	4,0	2,8	1,1	.	0,3	.	0,7	.	.	0,4
Koliella sp.	.	0,1	.	.	.	2,5	.	.	.	.	.	0,1
Lagerheimia genevensis	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Monoraphidium contortum	.	0,2	.	0,6	0,2	.	0,6	.	.	.	0,2	.
Monoraphidium dybowskii	.	0,3	.	.	0,3	0,8	1,0	0,2	0,5	0,2	.	.
Monoraphidium griffithii	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5	0,5
Oocystis parva	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.	.
Oocystis submarina v.variabilis	.	.	.	.	.	0,3	1,4	0,3	.	0,3	.	.
Paramastix confera	.	.	0,9	.	.	0,9	0,9	0,9	1,1	.	1,1	.
Paulschulzia pseudovolvox	.	.	.	.	.	.	1,9	.	.	.	.	0,1
Scenedesmus arcuatus	.	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	0,2	.
Scenedesmus ecornis	.	.	.	.	.	1,2	.	1,3	.	.	.	.
Scenedesmus quadricauda	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.
Scenedesmus spinosus	.	.	.	.	0,9	.	.	.	.	.	.	.
Staurastrum gracile	.	.	.	.	.	.	.	2,0	.	.	.	.
Staurastrum lunatum	.	.	.	.	.	.	.	1,6	.	.	.	.
Teilingia granulata	.	.	.	.	.	1,4	.	.	.	.	.	.
Tetraedron caudatum	.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.	.	.	.	0,3	0,5	.	.	.	.	.	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	.	.	.	.	.	.	.	1,1	.	.	.

Ubest.ellipsoidisk gr.alge	.	.	.	.	.	1,1	0,5	0,8	1,3	.	.	.
Sum - Grønnalger	0,3	1,3	5,9	3,9	4,0	11,8	13,0	10,8	9,1	2,5	3,9	1,9
<b>Chrysophyceae (Gullalger)</b>												
<i>Aulomonas purdyi</i>	0,8	0,7	0,3	.	.	.	.	.	.	.	0,1	0,2
<i>Bitrichia chodatii</i>	.	.	.	0,3	0,3	.	0,3	0,7	0,4	0,4	.	.
<i>Chromulina</i> sp. ( <i>Chr.pseudonebulosa</i> ?)	.	0,1	.	0,1	0,8	.	.	.	.	.	.	.
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	.	.	.	0,4	.	5,6	0,4	.	.	.	.	.
<i>Chrysochromulina parva</i>	0,1	0,6	0,5	0,7	.	.	0,4	1,8	2,3	0,8	0,1	0,1
<i>Chrysolkykos planctonicus</i>	.	.	.	0,3	.	.	0,2	.	.	.	.	.
<i>Chrysolkykos skujai</i>	.	0,3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Craspedomonader</i>	2,5	.	2,1	0,7	0,4	0,1	2,5	1,5	1,7	0,5	0,2	0,5
<i>Desmarella moniliformis</i>	1,6	0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon bavaricum</i>	.	.	3,7	6,9	3,2	2,7	2,1	0,3	.	0,5	.	.
<i>Dinobryon borgei</i>	.	.	0,2	0,4	.	0,5	0,6	0,7	0,7	.	.	0,1
<i>Dinobryon crenulatum</i>	.	0,5	0,8	.	.	0,5	.	0,9	.	.	.	.
<i>Dinobryon divergens</i>	.	0,1	.	0,5	0,4	5,1	0,8	0,5	1,7	.	0,1	.
<i>Dinobryon sociale</i>	.	.	.	1,4	.	1,0	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon sociale v.americanum</i>	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.	.
<i>Dinobryon suecicum v.longispinum</i>	.	0,2	0,2	.	.	0,1	0,2	.	.	.	.	.
<i>Kephyrion litorale</i>	.	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.	.	.
<i>Kephyrion</i> sp.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.	.	.	.	.	.	5,1	.	.	.	.	.	.
<i>Mallomonas akrokomos</i> ( <i>v.parvula</i> )	.	0,5	.	0,6	1,2	1,6	1,1	1,1	.	1,1	.	1,3
<i>Mallomonas</i> cf. <i>maioresis</i>	.	.	.	.	.	0,7	2,0	.	.	.	.	.
<i>Mallomonas punctifera</i> ( <i>M.reginae</i> )	.	.	.	.	0,5	.	2,6	.	.	.	.	.
<i>Mallomonas</i> spp.	.	2,3	.	2,3	4,5	2,3	.	6,0	0,5	5,0	.	.
<i>Ochromonas</i> sp. ( <i>d=3-5-4</i> )	9,4	9,4	10,7	9,7	11,3	7,8	8,6	8,1	7,8	6,3	6,0	4,3
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	.	.	.	.	.	0,3	0,5	0,5	.	.	.	.
<i>Små chrysomonader</i> (<7)	11,2	13,1	21,4	15,5	11,2	19,6	24,3	16,4	11,0	10,9	7,6	4,7
<i>Spiniferomonas</i> sp.	.	.	.	.	.	0,4	.	.	.	.	.	.
<i>Stelexomonas dichotoma</i>	11,6	1,3	1,1	.	.	.	.	.	.	.	3,3	0,2
<i>Store chrysomonader</i> (>7)	7,8	10,3	29,3	12,1	9,5	32,7	17,2	9,5	12,1	11,2	5,2	3,4
<i>Synura</i> sp. ( <i>l=9-11 b=8-9</i> )	.	.	.	7,4	3,2	.	1,9	.	.	0,9	1,9	.
Ubest.chrysomonade ( <i>Ochromonas</i> sp.?)	1,0	.	.	0,7	.	.	0,4	0,3	.	.	.	0,3
Ubest.chrysophyceae	0,3	0,1	.	.	.	.	.	0,8	0,1	.	0,1	.
<i>Uroglena americana</i>	.	0,4	4,4	7,5	.	.	.	0,4	.	.	.	.
Sum - Gullalger	46,2	40,4	74,5	67,4	46,4	86,7	66,0	49,4	38,3	37,5	24,6	15,2
<b>Bacillariophyceae (Kiselalger)</b>												
<i>Achnanthes</i> sp. ( <i>l=15-25</i> )	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,5
<i>Asterionella formosa</i>	0,8	4,6	1,9	2,5	6,8	11,3	21,3	10,2	8,2	.	2,3	7,8
<i>Aulacoseira alpigena</i>	.	.	1,7	.	0,3	1,4	1,7	2,3	.	0,5	1,4	0,3
<i>Aulacoseira islandica</i> ( <i>morf.helvetica</i> )	.	16,1	.	4,2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Aulacoseira italica v.tenuissima</i>	0,4	0,6	2,1	1,9	.	0,5	2,8	0,8	0,7	1,0	.	.
<i>Cyclotella comta v.oligactis</i>	.	.	.	.	.	.	3,7	3,7	1,9	.	2,5	.
<i>Cyclotella glomerata</i>	.	.	0,4	0,9	.	.	12,4	3,6	0,9	0,5	0,3	.
<i>Cyclotella radiosa</i>	.	.	.	.	.	.	0,8	1,2	0,8	1,1	.	0,4
<i>Diatoma tenue</i>	0,1	0,3	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eunotia</i> sp.	.	.	.	.	.	2,7	.	.	.	.	.	.
<i>Fragilaria crotonensis</i>	.	.	.	.	.	.	11,3	14,3	9,9	11,0	.	.
<i>Fragilaria</i> sp. ( <i>l=30-40</i> )	0,1	6,1	1,1	1,1	.	1,7	2,8	2,2	.	.	1,1	.
<i>Fragilaria</i> sp. ( <i>l=40-70</i> )	.	.	.	.	.	.	.	.	0,2	0,3	.	.
<i>Fragilaria ulna</i> ( <i>morfotyp"acus"</i> )	9,3	47,6	19,3	19,9	15,1	9,4	.	.	.	.	0,5	0,8

Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	.	.	.	1,0	2,0	1,5	1,0	.	.	0,5	.
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	1,6	.	2,0	1,6	.	.	.	.	.	.	.
Nitzschia sp.	.	.	.	.	.	5,3	.	.	.	.	.	.
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	.	.	.	.	0,9	0,9	0,1	.	.	0,9	.
Rhizosolenia eriensis	.	.	.	.	.	8,0	.	.	.	.	0,4	.
Rhizosolenia longiseta	.	.	1,6	0,8	0,8	0,8	0,8	1,2	0,8	1,2	1,2	1,2
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	5,8	5,1	.	4,4	0,7	.	.	.	.	.	0,8	.
Stephanodiscus hantzchii	.	.	.	0,8	.	0,7	.	.	.	.	0,8	.
Tabellaria fenestrata	1,3	6,3	1,5	3,6	4,6	33,9	159,6	576,4	285,5	407,7	47,0	8,6
Tabellaria flocculosa	0,2	1,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Kiselalger	18,0	89,4	29,5	42,2	31,0	78,4	219,7	617,0	308,8	423,3	59,8	19,6

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Cryptomonas cf.erosa	3,8	6,5	5,8	6,2	12,1	6,7	3,2	12,0	7,5	13,3	5,3	1,9
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	1,8	6,1	.	1,8	8,4	0,4	8,7	1,5	8,3	15,2	8,4	1,4
Cryptomonas marssonii	0,6	2,2	0,4	.	0,6	.	3,7	.	4,3	5,4	3,2	0,6
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	.	1,6	.	.	1,6	.	.	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	.	.	.	.	.	13,3	4,2	11,3	12,5	10,4	0,8
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	2,0	1,0	7,5	11,0	3,5	15,5	8,0	24,5	33,0	22,0	5,5
Katablepharis ovalis	1,7	2,1	10,0	4,1	8,8	18,8	7,6	1,2	1,7	1,0	1,4	0,5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	5,1	33,9	56,1	57,0	108,1	49,3	61,0	16,7	40,8	26,5	14,6	8,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	3,4	3,6	2,7	1,1	5,2	1,7	10,3	3,2	2,5	0,2
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	13,1	52,9	76,7	81,7	151,9	79,8	119,7	45,3	108,7	110,1	67,8	18,9

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	.	.	.	.	.	.	.	.	6,0	.	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	0,4	2,5	8,5	13,5	1,1	18,0	3,2	.	3,2	.	1,1	1,1
Gymnodinium cf.uberimum	.	.	.	.	.	3,4	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium fuscum	.	.	.	.	.	.	8,0	.	.	.	.	.
Gymnodinium helveticum	.	2,0	.	2,6	.	.	.	2,4	.	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	7,4	0,7	.	3,2	4,6	2,6	3,2	.	.	.
Peridiniopsis edax	.	.	.	0,9	0,9	0,9	0,9	.	.	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	.	.	1,7	.	.	.	1,0	1,0	.	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	.	3,6	2,0	0,5	1,0	4,5	4,5	7,7	0,8	.	.
Peridinium willei	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	9,0	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	2,7	5,3	0,5	2,7	1,6	0,5	.	.	.	.
Sum - Fureflagellater	0,4	4,5	22,2	26,7	3,0	29,2	22,8	11,1	21,1	0,8	10,1	1,1

Raphidophyceae

Gonyostomum semen	.	.	.	.	.	.	.	.	21,6	.	.	.
Sum - Raphidophyceae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,6	0,0	0,0	0,0

My-alger

My-alger	20,6	13,6	11,0	28,0	16,0	15,8	12,5	9,1	7,1	6,0	8,9	6,3
Sum - My-alge	20,6	13,6	11,0	28,0	16,0	15,8	12,5	9,1	7,1	6,0	8,9	6,3
Sum totalt :	99,7	202,0	219,8	250,0	252,3	302,2	454,0	742,7	515,5	580,3	175,0	65,1

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra : Øyeren, 1, 0-10m  
Verdier gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (=mg/m<sup>3</sup> våtvekt)

	År	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
	Måned	8	8	8	8	8	9	9	10	10	10
	Dag	1	8	15	22	29	5	18	3	17	24
<b>Cyanophyceae (Blågrønner)</b>											
Anabaena lemmermannii		.	2,6	0,5	.	.	.	.	.	.	.
Aphanizomenon gracile		.	0,2	.	.	.	.	.	.	.	.
Planktothrix agardhii		.	1,0	.	1,0	.	1,0	.	.	.	1,3
Woronichinia naegeliana		.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,6
Sum - Blågrønner		0,0	3,8	0,5	1,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	2,9
<b>Chlorophyceae (Grønner)</b>											
Ankistrodesmus falcatus		0,8	0,4	0,8	.	.	.	.	.	.	.
Carteria sp. (l=6-7)		0,4	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)		.	.	.	.	.	.	.	1,6	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)		1,6	0,5	0,5	0,3	0,5	0,5	0,8	.	.	.
Cosmarium sp. (l=8 b=8)		0,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cosmarium subcostatum		0,5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Crucigenia quadrata		.	.	.	1,3	.	.	.	.	.	.
Dictyosphaerium pulchellum v.minutum		0,8	0,4	.	.	1,2	0,4	0,4	.	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium		.	0,6	.	.	.	.	.	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)		1,2	0,5	.	.	.	1,2	.	0,3	.	.
Gloeotila sp.		.	.	.	3,2	1,6	.	.	.	.	.
Gyromitus cordiformis		.	.	.	.	.	2,8	.	.	.	.
Koliella longiseta		.	.	0,5	0,3	0,3	.	.	.	.	.
Koliella sp.		0,4	1,9	1,1	1,2	2,7	0,2	.	.	0,3	.
Lagerheimia genevensis		0,2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Monoraphidium contortum		0,2	0,2	0,4	.	0,6	0,4	.	.	.	.
Monoraphidium dybowskii		.	0,7	0,9	0,7	0,9	0,7	0,5	.	.	0,2
Monoraphidium griffithii		.	0,8	0,2	0,2	1,0	1,4	0,4	.	.	.
Nephrocystium lunatum		.	.	.	.	.	0,2	.	.	.	.
Oocystis marssonii		.	.	.	.	2,7	.	.	.	.	.
Oocystis submarina v.variabilis		0,4	0,8	0,3	0,6	0,4	.	0,4	0,1	.	.
Paramastix conifera		0,8	.	.	.	.	.	0,8	1,9	.	.
Paulschulzia pseudovolvox		.	.	.	.	.	.	.	0,4	.	.
Scenedesmus armatus		.	1,1	.	1,2	.	.	.	.	.	.
Scenedesmus ecomis		.	.	.	.	1,3	0,1	1,3	.	.	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)		0,4	.	.	.	.	0,3	.	.	.	.
Scourfieldia complanata		.	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.
Selenastrum capricornutum		0,2	.	0,1	.	.	0,2	.	.	.	.
Sphaerocystis schroeteri		.	.	.	.	0,9	.	.	.	.	.
Staurodesmus sp.		.	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.
Teilingia granulata		.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.
Tetraedron caudatum		.	.	.	.	.	.	0,5	.	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum		0,3	.	0,1	.	.	.	0,3	0,1	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		.	.	.	0,5	.	0,5	.	0,5	.	.
Sum - Grønner		8,4	7,9	5,9	9,9	14,2	8,9	5,4	4,9	0,3	0,2

Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	0,4	0,2	.	0,2	0,2	.	0,1	0,5	.	1,8
Bicosoeca sp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,2
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	0,1	0,1	.	0,1	.	.	0,4	.	.	.
Chrysochromulina parva	5,4	2,1	.	1,0	1,6	0,4	1,3	0,6	0,1	.
Chrysococcus sp.	0,4	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chrysolykos planctonicus	0,3	.	.	0,2	.	.	0,1	.	.	.
Craspedomonader	1,5	4,0	1,3	3,0	0,8	0,4	1,2	2,8	1,3	0,5
Dinobryon bavaricum	0,9	0,8	5,3	0,2	1,1	.	0,2	0,6	.	.
Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii	.	.	0,4	.	.	.	.	.	.	.
Dinobryon borgei	0,6	0,3	0,8	0,3	1,5	1,2	0,4	0,2	.	.
Dinobryon crenulatum	6,6	0,4	2,2	0,8	0,8	.	.	.	.	.
Dinobryon divergens	2,1	2,0	17,9	6,7	9,9	9,2	.	.	.	.
Dinobryon sociale v.americanum	2,2	.	.	0,4	1,6	.	0,5	.	.	.
Dinobryon suecicum v.longispinum	0,2	0,3	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	.	.
Kephyrion litorale	.	.	0,4	0,3	0,3	.	.	.	.	.
Kephyrion sp.	0,5	.	.	.	.	.	0,1	0,1	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	1,7	0,4	3,5	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas acaroides	.	2,3	.	.	.	.	.	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	20,9	2,3	0,9	0,5	1,6	0,5	.	0,5	.	.
Mallomonas caudata	.	.	.	10,6	.	.	.	.	.	.
Mallomonas punctifera (M.reginae)	.	.	.	.	.	.	0,6	.	.	.
Mallomonas spp.	4,5	1,3	2,0	5,3	.	.	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	15,9	13,3	16,8	11,2	10,4	11,2	8,6	12,7	7,3	9,2
Pseudokephyrion alaskanum	.	.	.	0,2	.	0,3	0,7	0,3	.	.
Små chrysomonader (<7)	43,1	27,4	33,8	30,0	35,5	16,0	18,3	19,5	17,1	14,3
Stelaxomonas dichotoma	.	.	.	1,3	3,3	4,6	1,0	1,0	0,3	6,0
Store chrysomonader (>7)	18,9	6,9	7,8	9,5	1,7	6,0	6,9	6,9	4,3	3,4
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	.	2,8	.	2,8	0,9	.	.	0,8	.
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	2,7	.	.	.	0,3	0,3	.	0,7	0,3	0,7
Ubest.chrysophyceae	0,3	0,4	0,1	0,7	0,4	0,1	0,3	0,4	.	.
Uroglena americana	.	.	.	.	.	.	.	0,7	.	.
Sum - Gullalger	129,0	64,6	96,3	82,7	74,2	51,4	40,8	47,5	31,6	36,2

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthes sp. (l=15-25)	.	.	0,4	.	.	.	.	.	1,2	.
Asterionella formosa	21,9	91,8	26,2	14,6	17,5	8,9	12,9	10,1	2,2	3,2
Aulacoseira alpigena	3,4	1,2	0,9	3,4	0,4	2,0	1,9	2,4	.	1,3
Aulacoseira ambigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	8,0
Aulacoseira italica v.tenuissima	1,4	4,4	4,5	2,6	13,2	2,6	.	.	.	.
Cyclotella comensis	.	.	.	.	.	1,9	.	.	.	.
Cyclotella comta v.oligactis	3,2	13,3	6,0	9,5	5,3	6,6	2,9	.	.	.
Cyclotella glomerata	0,7	0,4	0,4	1,2	5,2	6,0	.	0,5	0,2	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	.	.	10,6	2,1	2,1	2,7	.	.	.
Eunotia sp.	.	.	0,4	.	0,2	.	.	.	.	.
Eunotia zasuminensis	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.	.
Fragilaria crotonensis	1,1	1,1	.	.	.	.	2,8	.	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	13,4	6,7	7,8	2,9	2,8	0,6	1,1	0,6	.	0,5
Fragilaria sp. (l=40-70)	2,4	2,7	1,2	1,3	1,2	1,2	2,1	.	0,4	.
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	.	.	0,5	0,5	.	3,3	0,8	0,5	1,0	0,3
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	.	0,5	.	.	.	.	.	.	.
Fragilaria virescens	.	.	.	.	.	.	.	.	0,8	.
Nitzschia acicularis	.	.	.	.	.	.	.	0,9	.	.



Rhizosolenia eriensis	.	0,4	.	2,4	0,8	.	0,8	.	.	.
Rhizosolenia longiseta	0,4	.	1,6	3,2	3,6	3,6	3,2	2,8	.	.
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	.	.	.	.	.	.	.	2,1	.	.
Stephanodiscus hantzschii	1,0	2,0	.	.	4,2	8,0	0,8	.	.	.
Tabellaria fenestrata	72,6	68,0	73,0	82,1	32,9	8,6	1,4	4,3	1,4	1,0
Sum - Kiselalger	121,4	191,9	123,5	134,2	89,4	55,4	33,1	24,2	7,2	14,2

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	.	.	.	.	.	.	.	9,5	.	.
Cryptomonas cf.erosa	17,2	17,2	10,3	19,1	9,5	20,7	6,6	15,9	6,4	4,4
Cryptomonas curvata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2,0
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	10,1	.	8,0	9,6	11,6	8,7	8,7	26,0	15,0	8,4
Cryptomonas marssonii	3,7	.	.	3,2	2,0	1,8	3,4	5,0	3,2	3,2
Cryptomonas sp. (I=15-18)	.	.	.	.	2,7	1,6	.	.	.	.
Cryptomonas sp. (I=20-22)	12,7	3,3	.	.	.	6,9	13,8	.	.	.
Cryptomonas spp. (I=24-30)	17,0	12,0	10,4	9,9	17,6	15,3	23,5	48,4	19,0	20,9
Katablepharis ovalis	15,0	11,2	6,6	5,0	8,1	0,7	2,4	0,2	1,4	0,7
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	57,8	17,5	6,3	12,6	14,9	30,2	13,4	22,3	3,4	2,5
Rhodomonas lens	.	.	.	.	.	1,1	1,1	2,1	1,1	.
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	6,4	2,9	2,4	1,3	6,4	4,8	1,2	1,6	.	.
Ubest.cryptomonade (I=6-8) Chro.acuta ?	.	.	.	0,2	.	.	.	.	.	.
Sum - Svelgflagellater	139,9	64,2	44,0	61,0	72,7	91,7	74,2	131,0	49,5	42,2

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium hirundinella	.	.	6,0	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	18,0	4,0	7,4	16,9	6,5	2,4	1,0	10,6	1,1	1,0
Gymnodinium cf.uberrimum	.	.	9,9	6,6	6,6	.	4,0	6,6	.	3,3
Gymnodinium fuscum	4,0	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium helveticum	.	.	4,8	.	.	7,2	4,4	.	.	.
Gymnodinium sp. (I=14-16)	.	.	1,2	1,0	3,8	.	5,9	4,3	.	0,5
Peridiniopsis edax	0,9	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium goslaviense	.	.	.	.	.	.	.	0,9	.	.
Peridinium raciborskii (P.palustre)	.	.	.	.	.	.	24,0	.	.	.
Peridinium sp. (I=15-17)	1,7	.	.	.	.	.	.	.	3,6	4,0
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	4,8	.	4,0	4,0	9,2	3,0	1,8	11,6	.	.
Peridinium willei	.	.	.	.	9,0	.	.	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	1,9	1,9	2,0	0,5	1,4	.	0,5	0,8	.	.
Sum - Fureflagellater	31,3	5,8	35,3	29,0	36,5	12,5	41,6	34,8	4,7	8,7

Raphidophyceae

Gonyostomum semen	.	.	.	.	.	6,0	.	.	.	.
Sum - Raphidophyceae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0

My-alger

My-alger	21,9	31,5	38,5	17,7	28,0	14,8	16,5	45,5	56,0	26,6
Sum - My-alger	21,9	31,5	38,5	17,7	28,0	14,8	16,5	45,5	56,0	26,6

Sum totalt :	452,0	369,7	344,0	335,4	315,0	241,8	211,5	288,0	149,2	131,0
--------------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------